



Edilene Soraia Gonçalves de Oliveira

Licenciada em Engenharia do Ambiente

**Contribuição para a Avaliação da
Viabilidade da Reutilização de Águas Residuais
Tratadas para Produção de Água para Consumo
Humano. Estudo de Caso: Mindelo, São Vicente
(Cabo Verde)**

Dissertação para obtenção do Grau de Mestre em Engenharia e Gestão da
Água

Orientador: Prof. Doutor António Manuel Fernandes Rodrigues, FCT-UNL

Co-orientador: Prof. Doutora Maria Gabriela Lourenço da Silva Féria de
Almeida, FCT-UNL

Edilene Soraia Gonçalves de Oliveira

Licenciada em Engenharia do Ambiente

**Contribuição para a Avaliação da
Viabilidade da Reutilização de Águas Residuais
Tratadas para Produção de Água para Consumo
Humano. Estudo de Caso: Mindelo, São Vicente
(Cabo Verde)**

Dissertação para obtenção do Grau de Mestre em Engenharia e Gestão da
Água

Orientador: Prof. Doutor António Manuel Fernandes Rodrigues, FCT-UNL

Co-orientador: Prof. Doutora Maria Gabriela Lourenço da Silva Féria de
Almeida, FCT-UNL

Dezembro de 2018

Contribuição para a avaliação da viabilidade de reutilização de águas residuais tratadas para produção de água para o consumo humano. Estudo de Caso: Mindelo, São Vicente (Cabo Verde)

Copyrighted © Edilene Soraia Gonçalves de Oliveira, Faculdade de Ciências e Tecnologias, Universidade Nova de Lisboa.

A Faculdade de Ciências e Tecnologia e a Universidade Nova de Lisboa têm o direito, perpétuo e sem limites geográficos, de arquivar e publicar esta dissertação através de exemplares impressos reproduzidos em papel ou de forma digital, ou por qualquer outro meio conhecido ou que venha a ser inventado, e de a divulgar através de repositórios científicos e de admitir a sua cópia e distribuição com objetivos educacionais ou de investigação, não comerciais, desde que seja dado crédito ao autor e editor.

DEDICATÓRIA

À memória dos meus queridos avós e aos meus pais por todo o amor e apoio incondicional.

AGRADECIMENTOS

O desenvolvimento da presente dissertação contou com o contributo de várias pessoas e instituições, que de forma direta e indireta, contribuíram para a concretização deste trabalho, portanto, não poderia concluir este trabalho sem expressar os meus sinceros agradecimentos e palavra de gratidão.

Primeiramente queria agradecer a Deus por me ter dado força e perseverança de seguir em frente em todos os momentos em que a concretização desta dissertação parecia ser longínqua.

Agradeço aos meus orientadores, o Professor Doutor António Manuel Fernandes Rodrigues e a Professora Doutora Maria Gabriela Lourenço da Silva Féria de Almeida, a quem devo a orientação deste trabalho, paciência, transmissão de conhecimentos e experiência, e acima de tudo, apoio, em todas as vezes que solicitei, o meu profundo agradecimento.

A concretização desta dissertação foi possível também graças à bolsa de estudo que me foi atribuída pela Fundação Millenium BCP para a realização do Mestrado em Engenharia e Gestão da Água, muito obrigada pela oportunidade.

À Câmara Municipal de São Vicente, ao Instituto de Meteorologia e Geofísica de Cabo Verde, ao Instituto Nacional de Estatísticas de Cabo Verde, muito obrigada pela disponibilização de dados.

À Senhora Luísa, técnica do Laboratório de Tratamento de Águas e Águas Residuais do Departamento de Ciências e Engenharia do Ambiente, agradeço pelo apoio e pela contribuição dos seus conhecimentos no âmbito das determinações analíticas.

Não posso deixar de agradecer, ainda, a toda a minha família, aos meus amigos, Dida, Ticha, Dú, Zito, Elzo e Niche que ouviram os meus desabafos, sempre com uma palavra motivadora de que necessitava. Um agradecimento especial aos meus queridos amigos Izu, Ariane e Jorge pela generosidade, e para a minha querida amiga e colega de curso Ruth, pelas palavras de incentivo e companheirismo incondicional, em vários momentos do nosso curso e no desenvolvimento deste trabalho.

Por último, mas não menos importante, queria agradecer aos meus queridos pais e aos meus irmãos pelo apoio incondicional, incentivo e compreensão ao longo desta caminhada e, claro, ao meu namorado Aritson, por todo o seu apoio, incentivo e amor.

RESUMO

A problemática de carência de recursos hídricos do arquipélago de Cabo Verde converge tendencialmente para uma situação de escassez absoluta. A ilha de São Vicente, a segunda mais populosa do arquipélago, constitui uma das ilhas mais afetadas pela escassez de recursos hídricos. Tendo em conta os desafios que o atual sistema de abastecimento público da ilha enfrenta, nomeadamente, garantir uma capacidade de produção de água suficiente face às necessidades crescentes da população, este estudo tem como objetivo avaliar a viabilidade técnica da reutilização potável das águas residuais tratadas da ETAR do centro urbano da ilha (ETAR da Ribeira da Vinha). Para este estudo de caso, foi realizado a simulação da aplicabilidade dos processos de separação por membranas (microfiltração, ultrafiltração, osmose inversa e nanofiltração) ao efluente tratado da ETAR da Ribeira da Vinha. Pretendeu-se, ainda, através de um ensaio de crescimento descontínuo da microalga *Chlorella vulgaris* em meio de cultura inorgânico, com diferentes concentrações de NaCl, avaliar o efeito da salinidade característico das águas residuais afluentes à ETAR da Ribeira da Vinha sobre o crescimento de microalgas, de forma a compreender o comportamento destes organismos e se a salinidade poderia comprometer o funcionamento deste sistema de lagunagem.

Os resultados do ensaio de crescimento da *Chlorella vulgaris* indicam que o teor de salinidade presente nas águas residuais da ETAR de Ribeira da Vinha não tem efeitos adversos sobre o seu crescimento, e por extrapolação sobre outras microalgas intervenientes no processo de tratamento da ETAR da Ribeira da Vinha, com tolerância a salinidade semelhante a *Chlorella vulgaris*. Os resultados obtidos para a simulação da aplicabilidade dos processos de separação por membranas, por sua vez, demonstram que é possível a produção de água para consumo a partir do efluente tratado da ETAR da Ribeira da Vinha, em conformidade com os requisitos de qualidade estabelecidos pelos Decretos-lei 08/04 e 152/17, por aplicação dos sistemas de tratamento UF/OI/OI e UF/NF/OI. Apesar das limitações da reutilização potável direta, nomeadamente, informações deficitárias relativas aos compostos emergentes, especialmente a nível dos efeitos toxicológicos, inexistência de normas/critérios de reutilização potável direta e a aceitação pública, os resultados deste estudo fornecem novas directrizes no que toca à estratégias de desenvolvimento de recursos hídricos, numa ilha onde a água constitui um bem muito escasso, para ser desperdiçado.

Palavras-chave: escassez de água, reutilização potável direta, processos de separação por membranas, lagoas de estabilização, *Chlorella vulgaris*, salinidade.

ABSTRACT

The lack's problem of water resources in the Cape Verde archipelago tends to converge towards a situation of absolute scarcity. The island of São Vicente, the second most populated island in the country, is one of the most affected areas by the scarcity of water resources. In view of the challenges that the current public water supply system of the island face, namely, to ensure sufficient production capacity of water in response to the growing needs of the population, the aim of this study is to evaluate the technical viability of potable reuse of treated wastewater from Wastewater Treatment Plant of the urban center of the island (Wastewater Treatment Plant of Ribeira da Vinha). For this case study, was performed the simulation of the applicability of the separation processes by membrane (microfiltration, ultrafiltration, reverse osmosis and nanofiltration) to the treated effluent of the Wastewater Treatment Plant of Ribeira da Vinha. It was also intended, through a batch growth assay of the *Chlorella vulgaris* microalgae in inorganic culture medium, with different NaCl concentrations, to evaluate the effect of the salinity characteristic of the wastewater affluent to the Wastewater Treatment Plant of Ribeira da Vinha on the growth of microalgae, in order to understand the behavior of these organisms and whether salinity could compromise the functioning of this stabilization pond system.

The results of the growth test of *Chlorella vulgaris* indicate that the salinity content in the wastewater of the Wastewater Treatment Plant of Ribeira da Vinha has no adverse effect on its growth and by extrapolation on other microalgae involved in the treatment process of the Wastewater Treatment Plant of Ribeira da Vinha, whit tolerance to salinity similar to *Chlorella vulgaris*. The results obtained for the simulation of the applicability of the membrane separation processes, in turn, demonstrate that it is possible to produce water for consumption from the treated effluent of the Wastewater Treatment Plant of Ribeira da Vinha, in accordance with the quality requirements established by Decree-Laws 08/04 and 152/17, by application of treatment systems UF/OI/OI and UF/NF/OI. Although the limitations of direct water reuse, in particular, loss of information on emerging compounds, especially for toxicological effects, lack of standards/criteria of direct water reuse and public acceptance, the results of this study provide new guidelines for strategies of development of water resources, on an island where water is a very scarce resource, to be wasted.

Keywords - Scarcity of Water / Potable Water Reuse/ Membrane Separation Processes / Waste Stabilization Ponds / *Chlorella vulgaris*/ Salinity

ACRÓNIMOS E SIGLAS

ANAS - Agência Nacional de Água e Saneamento de Cabo Verde

BAC - Carvão Ativado Granulado com Atividade Biológica

BDPE 47 - 22'44'-tetrabromo definil éter

BDPE 99 - 22'44'5-pentabromo definil éter

BDPE 100 - 22'44'6-pentabromo definil éter

BDPE 153 - 22'44'55-hexabromo definil éter

CAB - Carvão Ativado Biológico

CAG - Carvão Ativado Granulado

CAP - Carvão Ativado em Pó

CBO - Carência Bioquímica de Oxigénio

CQO - Carência Química de Oxigénio

COT - Carbono Orgânico Total

COD - Carbono Orgânico Dissolvido

DC - Densidade Celular

DEHP - bis-(2-etilhexil) falato

DFC – Diclofenac

DL - Decreto-Lei

DO - Densidade ótica

E2 - 17 β - oestradiol

EE2 - 17 α - ethynylestradiol

EPA – US Environment Protection Agency

ETA - Estação de Tratamento de Água para Consumo

ETAR - Estação de Tratamento de Águas Residuais

FAD - Flotação por Ar Dissolvido

FAO - Food and Agriculture Organization

GAC - Carvão ativado granulado

GLYPH - Glyphosate

IBU - Ibuprofeno

INE - Instituto Nacional de Estatísticas de Cabo Verde

IWMI - Internacional Water Management Institute

MF - Microfiltração

MBR - Biorreatores de Membrana

MWCO - Molecular Weight Cut-off

NAPH - Naftaleno

NF - Nanofiltração

NP – Nonilfenol

NWRI - National Water Research Institute

OD - Oxigénio Dissolvido

OI - Osmose inversa

OMS - Organização Mundial da Saúde

PARI - Projeto de Reutilização de Águas Residuais para Irrigação de Mindelo

POA - Processos de Oxidação Avançada

PSM - Processos de separação por membranas

ROS - Espécies Reativas de Oxigénio

SB - Subprodutos de Desinfecção

STD - Sólidos Totais Dissolvidos

SST - Sólidos Suspensos Totais

THMs - Trihalometanos

UF - Ultrafiltração

UV - Radiação Ultravioleta

ÍNDICE DE MATÉRIAS

1.INTRODUÇÃO	1
1.1.Enquadramento do tema	1
1.2.Justificativa e Relevância da Investigação	3
1.3.Objetivos e estrutura da dissertação	4
2.TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUAIS POR LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO	7
2.1.Definição e classificação das lagoas de estabilização	8
2.2.Descrição do funcionamento do sistema de tratamento	12
2.3.Comunidade biótica das lagoas de estabilização	17
2.4.Fatores abióticos intervenientes no metabolismo do biota das lagoas de estabilização	21
2.4.1.Efeito da salinidade sobre o crescimento da microalga <i>Chlorella vulgaris</i>	24
3.REUTILIZAÇÃO DE ÁGUAS RESIDUAIS TRATADAS	29
3.1.Escassez dos recursos hídricos	29
3.2.Reutilização de águas residuais tratadas como estratégia de gestão dos recursos hídricos	33
3.3.Reutilização de águas residuais tratadas em Cabo Verde	37
4.REUTILIZAÇÃO DE ÁGUAS RESIDUAIS TRATADAS PARA USOS POTÁVEIS	43
4.1.Definição e fundamentos da reutilização potável direta	44
4.2.Aspetos de saúde pública e ambientais associados à reutilização potável direta	46
4.3.Critérios de qualidade de reutilização potável direta e outros aspetos legais	50
4.4.Tecnologias de tratamento de águas residuais para reutilização potável	55
4.4.1.Processos de separação por membranas	58
4.5.Participação e perceção pública	90
4.6.Casos reais de reutilização potável direta	92
4.6.1.Windhoek, Namíbia	95
4.6.2.Beaufort West, África do Sul	97
4.6.3.Texas, EUA	98
4.6.4.Cloudcroft, New Mexico (EUA)	100
5.CARATERIZAÇÃO DO ESTUDO DE CASO: MINDELO, SÃO VICENTE (CABO VERDE)	103
5.1.Enquadramento geográfico do arquipélago de Cabo Verde e da ilha de São Vicente	103

5.2.Clima.....	104
5.1.Caraterização socioeconómica	107
5.2.Recursos Hídricos	109
6.CARATERIZAÇÃO DO SISTEMA DE ABASTECIMENTO DE ÁGUA E DE SANEAMENTO DA CIDADE DE MINDELO.....	115
6.1.Rede pública de abastecimento	116
6.1.1.Produção de água	118
6.1.2.Adução e distribuição	123
6.1.3.Análise da qualidade da água para abastecimento público.....	127
6.2.Caracterização do sistema de saneamento	131
6.2.1.Rede pública de saneamento.....	132
6.3.Estação de Tratamento de Águas Residuais da Ribeira da Vinha	133
6.3.1.Descrição da ETAR da Ribeira da Vinha	133
6.3.2.Caudal afluente à ETAR.....	136
6.3.3.Caraterização qualitativa do afluente e do efluente tratado.....	138
6.3.4.Eficiência do processo de tratamento	147
6.3.5.Reutilização das águas residuais tratadas para rega agrícola	151
7.EFEITO DA SALINIDADE SOBRE O CRESCIMENTO DA MICROALGA <i>Chlorella vulgaris</i>	157
7.1.Materiais e Métodos	157
7.1.1.Ensaio.....	157
7.1.2.Métodos analíticos.....	160
7.2.Resultados e Discussão	162
7.2.1.Estudo do crescimento de <i>Chlorella vulgaris</i>	162
7.2.2.Análise das taxas de remoção de azoto	169
7.2.3.Parâmetros físico-químicos de cultivo.....	175
8.ESTUDO DA VIABILIDADE TÉCNICA DA REUTILIZAÇÃO POTÁVEL DAS ÁGUAS RESIDUAIS TRATADAS DA ETAR DA RIBEIRA DA VINHA	183
8.1.Metodologia	183
8.1.Resultados e discussão.....	188
8.1.1.Pré-tratamento: Microfiltração e Ultrafiltração.....	188
8.1.2.Nanofiltração e Osmose Inversa	189

8.2.Proposta de sistema de tratamento	197
9.CONCLUSÕES, RECOMENDAÇÕES E PERSPETIVAS DE TRABALHO FUTURO	201
REFERÊNCIAS BIBLIOGRAFICAS.....	207
ANEXOS.....	232

ÍNDICE DE FIGURAS

Capítulo 2

Figura 2.1 – Mecanismo de remoção de poluentes em lagoas de estabilização facultativas.....	12
Figura 2.2 - Transformação de azoto nos processos de tratamento biológico.	14
Figura 2.3 - Observação microscópica da microalga <i>Chlorella vulgaris</i>	25

Capítulo 3

Figura 3.1- Evolução da disponibilidade de água <i>per capita</i> a nível mundial, tendo como referência o ano de 1950.....	30
Figura 3.2 - Situação global da escassez de recursos hídricos: Ausência de escassez - menos de 25% dos recursos hídricos disponíveis captado; Escassez física - mais de 75% recursos hídricos disponíveis captado; Aproximando-se da escassez - mais de 60% recursos hídricos disponíveis captado; Escassez económica - reduzida ou fraca capacidade institucional e infraestrutural de mobilização dos recursos hídricos.	31
Figura 3.3 - Aplicação da reutilização de águas residuais tratadas em diferentes regiões do mundo...	36
Figura 3.4 - Distribuição dos serviços de saneamento básico de Cabo Verde por habitante, elaborado com base nos dados do Instituto Nacional de Estatísticas de Cabo Verde, Censo 2010: A – meio urbano; B - meio rural.....	38

Capítulo 4

Figura 4.1 - Esquemas possíveis de reutilização potável direta e exemplos de sistemas implementados.	46
Figura 4.2 - Equema de operação do processo de filtração por membranas.....	60
Figura 4.3- Diagrama das principais membranas simétricas e assimétricas.....	62
Figura 4.4 - Espectro da filtração por membranas.....	67

Figura 4.5- Comparação das eficiências de remoção de CQO para diferentes combinações de processos de pré-tratamento: A- combinação dos processos de pré-tratamento com a nanofiltração; B- combinação dos processos de pré-tratamento com a osmose inversa.	75
Figura 4.6- Comparação das eficiências de remoção da condutividade para diferentes combinações de processos de pré-tratamento: A- combinação dos processos de pré-tratamento com a nanofiltração; B- combinação dos processos de pré-tratamento com a osmose inversa.	76
Figura 4.7 - Remoção de Carbono Orgânico Dissolvido por MBR e pelas membranas de OI e NF....	85
Figura 4.8 - Análise da conformidade da qualidade dos permeados de OI, OD e OD/OI com os critérios de qualidade de água sul coreano para consumo humano.	86
Figura 4.9 - Eficiência de remoção de compostos orgânicos por MF/OI numa instalação de grande escala.	87
Figura 4.10 - Evolução do fluxo do permeado ao longo do tempo para ESPA2, NF270, BW30 e NF90, a temperatura de 25 °C.	88
Figura 4.11 - Comparação das eficiências de remoção das combinações MF/ESPA2 e MF/NF270...	89
Figura 4.12 - Esquema de tratamento da antiga Estação de Recuperação de Água da Goereangab: FAD- flotação por ar dissolvido	95
Figura 4.13 - Esquema de tratamento da nova Estação de Recuperação de Água da Goereangab: FAD- flotação por ar dissolvido	96
Figura 4.14 - Esquema de reutilização potável direta de Beaufort West.....	98
Figura 4.15 - Esquema de reutilização potável direta de Big Spring.	99
Figura 4.16 - Esquema de reutilização potável direta da Cloudcroft, New Mexico.....	100

Capítulo 5

Figura 5.1- Enquadramento geográfico do arquipélago de Cabo Verde.	103
Figura 5.2 - Enquadramento geográfico da ilha de São Vicente no arquipélago de Cabo Verde.....	104
Figura 5.3 – Precipitação média anual observada na cidade de Mindelo, da Praia e na ilha do Sal, no período de 1960 a 2010	105
Figura 5.4 – Velocidade média anual do vento observada na ilha de São Vicente no período de 1998 a 2012.....	106

Figura 5.5 – Temperatura média anual observada na cidade de Mindelo, da Praia e na ilha do Sal, no período de 1960 a 2010.	106
Figura 5.6 - Temperatura média anual máxima e mínima observada na cidade de Mindelo no período de 1996 a 2010.....	107
Figura 5.7 – Contribuição dos setores de atividade no PIB da ilha de São Vicente no ano de 2012..	108
Figura 5.8 – Evolução das disponibilidades dos recursos hídricos <i>per capita</i> de Cabo Verde nas últimas três décadas.....	109
Figura 5.9 – Aridez paisagística característica da ilha de São Vicente: A- Fonseca (2009); B- Gonçalves (2008).	112
Figura 5.10 – Evolução da taxa de cobertura da rede pública de abastecimento de água em Cabo Verde no período de 2000 a 2016.....	113

Capítulo 6

Figura 6.1 – Ciclo da água da cidade de Mindelo.....	115
Figura 6.2 – Distribuição da população de São Vicente por tipologia de abastecimento de água.....	117
Figura 6.3 – Estação de dessalinização da Electra: A- Vista das unidades de produção nº 1, 2 e 3; B- Interior das unidades de produção nº5 e 6.	118
Figura 6.4 - Sistema de tratamento de produção de água para consumo da cidade de Mindelo.	118
Figura 6.5 - A- Captação da água do mar da estação de dessalinização da Electra;B – Instalações da Cabnave.	119
Figura 6.6 - Esquema ilustrativo dos filtros de areia das unidades de produção 5 e 6 da estação de dessalinização da Electra.....	120
Figura 6.7- Filtros de areia das unidades de produção 1, 2 e 3 da estação de dessalinização da Electra.....	120
Figura 6.8 - Filtros de cartucho da unidade de produção 4 (A) e 1 (B) da estação de dessalinização da Electra.....	121
Figura 6.9 - Estação de dessalinização da Electra: A) Membranas de OI da unidade de produção número 5; B) <i>Press exchanger</i> da unidade de produção número 5.	122

Figura 6.10 – Reservatório de armazenamento da água produzida (cota de soleira 9 m) em manutenção na estação de dessalinização da Electra.	123
Figura 6.11 – Estação elevatória I (A) e II (B).	123
Figura 6.12 - A-Fugas por má qualidade dos materiais; B- Corrosão interna de válvulas.....	126
Figura 6.13 – Água da rede de abastecimento contaminada por resíduos resultantes da degradação de acessórios de ferro fundido da rede de distribuição.	128
Figura 6.14 – Soluções de saneamento da ilha de São Vicente.	131
Figura 6.15 – ETAR da Ribeira da Vinha: A) Linha antiga; B) Linha nova.	133
Figura 6.16 – Esquema de implantação da ETAR da Ribeira da Vinha: a) Linha “nova”; b) Linha “antiga”.....	134
Figura 6.17- Caudal médio diário afluente à ETAR observado de Janeiro a Setembro de 2017 e os respetivos intervalos de confiança de 95% (n= número de dias do mês).	136
Figura 6.18 – Caudais médios diários registados na ETAR de Ribeira da Vinha nos anos 2005, 2007, 2011, 2012 e 2017 e aos caudais determinados por Rodrigues & Rangeby (1997). Valores médios e intervalo de confiança de 95%.	137
Figura 6.19 - Qualidade do afluente e efluente tratado da ETAR da Ribeira da Vinha (valores médios anuais e intervalo de confiança para 95%). VLE - Valor limite de emissão de descarga de águas residuais estipulado pelo Decreto-lei cabo-verdiano.	139
Figura 6.20 - Qualidade do afluente e efluente tratado da ETAR da Ribeira da Vinha (valores médios anuais e intervalo de confiança para 95%). VLE - Valor limite de emissão de descarga de águas residuais estipulado pelo Decreto-lei cabo-verdiano.	140
Figura 6.21 – Estado de manutenção da lagoa facultativa em Abril de 2018.....	150
Figura 6.22- Perímetro de rega do projeto PARI.	152
Figura 6.23 – Produção e usos de água residual (intervalo de confiança de 95%): EV- espaços verdes da cidade.	153
Figura 6.24 - Análise comparativa da qualidade do efluente tratado reutilizado para rega com os valores recomendados pelo EPA	154
Figura 6.25 - Análise comparativa da qualidade do efluente tratado reutilizado para rega com os valores recomendados pelo Decreto-lei nº 236/98: CF- Coliformes fecais; CE- Condutividade elétrica.	156

Capítulo 7

Figura 7.1- Cultivo da microalga *Chlorella vulgaris* na câmara de cultura FITOCLIMA S600 PLH.... 158

Figura 7.2 – Curva de crescimento descontínuo da *Chlorella vulgaris* ao longo de 14 dias, com diferentes concentrações de NaCl: A- 0 g NaCl/L; B- 2 g NaCl/L; C- 4 g NaCl/L; D- 6 g NaCl/L; E- 8 g NaCl/L; F- 10 g NaCl/L.. Valores médios e intervalo de confiança 95% (n=3). 165

Figura 7.3 – Taxas específicas de crescimento médias de *Chlorella vulgaris* e os respetivos intervalos de confiança de 95% para as diferentes concentrações de NaCl estudadas..... 166

Figura 7.4 – Curva de calibração de densidade ótica (absorvência) ($\lambda=681$ nm) vs. densidade celular. 169

Figura 7.5 – Variação do valor do pH dos meios de cultura ao longo do tempo de ensaio de crescimento descontínuo de *Chlorella vulgaris* e os respetivos intervalos de confiança de 95%: A - 0 g NaCl/L; B - 2 g NaCl/L; C- 4 g NaCl/L; D- 6 g NaCl/L; E- 8 g NaCl/L; F- 10 g NaCl/L. r^2 - coeficiente de correlação. 177

Figura 7.6 - Variação da salinidade dos meios de cultura ao longo do tempo de ensaio de crescimento descontínuo da *Chlorella vulgaris* e os respetivos intervalos de confiança de 95%: A - 0 g NaCl/L; B - 2 g NaCl/L; C- 4 g NaCl/L; D- 6 g NaCl/L; E- 8 g NaCl/L; F- 10 g NaCl/L. 180

Capítulo 8

Figura 8.1 - Esquema de simulação aplicação dos PSM ao efluente tratado da ETAR da Ribeira da Vinha..... 185

Figura 8.2 - Análise quantitativa da conformidade dos parâmetros avaliados com os requisitos de qualidade de água para consumo. 192

Figura 8.3 - Esquema de simulação de aplicação dos PSM ao efluente tratado da ETAR da Ribeira da Vinha..... 193

Figura 8.4 – Diagrama de tratamento proposto para o tratamento do efluente tratado da ETAR da Ribeira da Vinha para reutilização potável direta..... 199

ÍNDICE DE TABELAS

Capítulo 2

Tabela 2.1 - Classificação e aplicação das lagoas de estabilização.	10
Tabela 2.2 – Principais fatores que influenciam o processo de tratamento em lagoas de estabilização	16
Tabela 2.3 – Géneros de bactérias mais usuais em lagoas de estabilização	18
Tabela 2.4 – Cianobactérias e microalgas presentes em lagoas de estabilização	20
Tabela 2.5 – Efeito sobre o pH de algumas reações biológicas em sistemas aquáticos naturais.	23

Capítulo 3

Tabela 3.1- Evolução das disponibilidades dos recursos hídricos <i>per capita</i> de Cabo Verde nas últimas três décadas.....	32
Tabela 3.2 - ETAR e projetos de reutilização de águas residuais tratadas existentes em Cabo Verde (aplicações e caudais reutilizados).	40

Capítulo 4

Tabela 4.1 – Organismos patogénicos mais comuns nas águas residuais e as doenças associadas..	48
Tabela 4.2 – Indicadores de qualidade associados à reutilização potável.	49
Tabela 4.3 - Exemplos de requisitos de qualidade estabelecidas para água para consumo humano. 53	
Tabela 4.4 - Critérios de qualidade de reutilização potável direta propostas por NWRI (<i>National Water Research Institute</i>).	54
Tabela 4.5 – Exemplos de sequências de tratamento de águas residuais para reutilização potável simplificado.....	56
Tabela 4.6- Classificação dos processos de membrana em termos da natureza da força motriz e do mecanismo de separação.	61
Tabela 4.7- Principais tipos de configurações das membranas e a sua descrição	64
Tabela 4.8- Resumo das principais características das membranas de MF e UF.....	70

Tabela 4.9- Vantagens e desvantagens da utilização da MF e UF comparativamente aos processos convencionais.	71
Tabela 4.10- Desempenho esperado para as membranas de MF e UF no tratamento de um efluente secundário.	72
Tabela 4.11- Resumo das principais características das membranas da NF e OI.....	78
Tabela 4.12- Eficiências de remoção típicas da NF e da OI.....	80
Tabela 4.13 – Resultados médios de remoção de contaminantes por MBR/NF.....	81
Tabela 4.14 - Resultados médios de remoção de metais e metaloides por MBR/NF	82
Tabela 4.15 - Resultados médios de remoção de nutrientes por MBR/NF	83
Tabela 4.16 - Resultados médios de remoção de produtos de higiene pessoal e farmacêuticos por MBR/NF.....	84
Tabela 4.17 - Resumo das características dos principais projetos de reutilização potável direta do mundo.....	94

Capítulo 5

Tabela 5.1- Recursos hídricos superficiais e subterrâneos das ilhas de Cabo Verde em milhões de m ³ /ano.	111
---	-----

Capítulo 6

Tabela 6.1 - Tarifário de água da Electra.....	117
Tabela 6.2 - Características das membranas de OI da estação de dessalinização da Electra.....	121
Tabela 6.3 – Divisão das zonas de abastecimento da rede de distribuição de água do Mindelo.	125
Tabela 6.4 – Características dos reservatórios de regularização.....	125
Tabela 6.5 – Dados relativos ao sistema de abastecimento de água de Mindelo.....	125
Tabela 6.6 – Dados médios de qualidade de água de alimentação e produzida, observados no primeiro semestre de 2016.....	129
Tabela 6.7 – Eficiência de remoção das unidades de produção para alguns parâmetros.	130
Tabela 6.8 – Características da linha “antiga” da ETAR da Ribeira da Vinha.....	135

Tabela 6.9 - Características da linha “nova” da ETAR da Ribeira da Vinha.	135
Tabela 6.10- Tempo de retenção hidráulico em cada lagoa calculado para o caudal médio diário observado em 2017.	138
Tabela 6.11 - Caraterização em termos da concentração média anual das águas residuais afluentes à ETAR da Ribeira da Vinha nos anos 2007, 2010, 2011 e 2017.	141
Tabela 6.12 - Caraterização em termos da concentração média anual do efluente tratado da ETAR da Ribeira da Vinha nos anos 2007, 2010, 2011 e 2017.	145
Tabela 6.13- Eficiência de remoção média da ETAR de Ribeira da Vinha no ano 2007, 2010, 2011 e 2017.	148

Capítulo 7

Tabela 7.1- Composição do meio de cultura Bold Basal modificado.	159
Tabela 7.2 - Métodos de determinação dos compostos de azoto e fósforo dos meios de cultura.	162
Tabela 7.3 – Taxa de crescimento específico médio e tempo de duplicação celular da <i>Chlorella vulgaris</i> determinado para as concentrações de NaCl estudadas e apresentação dos resultados da análise de diferença entre médias, ANOVA (fator único).	167
Tabela 7.4 – Percentagem de remoção dos compostos de azoto e de fósforo no período de ensaio para as diferentes concentrações de NaCl estudadas.	172
Tabela 7.5 - Valores médios, mínimos e máximos do pH registados ao longo do tempo de ensaio de crescimento da <i>Chlorella vulgaris</i> e apresentação dos resultados da análise de diferença entre médias, ANOVA (fator único).	178
Tabela 7.6 - Valores da condutividade elétrica e da salinidade observados ao longo do tempo de ensaio de crescimento da <i>Chlorella vulgaris</i>	181

Capítulo 8

Tabela 8.1 - Parâmetros e qualidade do efluente da ETAR da Ribeira da Vinha a ser tratado	184
Tabela 8.2 - Eficiências de remoção por processo de membrana consideradas para o estudo.	186
Tabela 8.3- Requisitos de qualidade estabelecidos pela legislação cabo-verdiana e portuguesa para água para consumo.	187

Tabela 8.4 - Resultados obtidos na simulação dos PSM, MF e UF.	189
Tabela 8.5 - Resultados simulados pela aplicação dos sistemas MF/OI, MF/NF, UF/OI e UF/NF. ...	191
Tabela 8.6 - Resultados simulados pela aplicação do sistema UF/OI/OI.	195
Tabela 8.7 - Resultados simulados pela aplicação do sistema UF/NF/OI.	196

1. INTRODUÇÃO

1.1. Enquadramento do tema

“A água é o mais importante de todos os recursos naturais. Para além de ser essencial à vida, a água é um fator primordial e insubstituível no desenvolvimento das sociedades e de quase todas as suas atividades económicas.” (Leitão, *et al.* 1996)

Contudo, apesar de ser um recurso renovável e de existir em abundância no planeta, nem todos têm acesso a esse bem. Segundo Unicef e WHO (2012) 780 milhões de pessoas não dispõem de água com qualidade adequada e quantidade suficiente para a satisfação das suas necessidades.

O arquipélago de Cabo Verde, localizado na região climática saheliana árida e semiárida, é caracterizado por uma fraca e variável ocorrência de precipitação e uma elevada taxa de evapotranspiração (INMG, 2007). Cabo Verde tem enfrentado graves períodos de secas cíclicas, que aliado a outros fatores como o aumento da população, o desenvolvimento urbanístico e o crescente aumento das necessidades de água para irrigação, indústria e turismo, tem provocado situações de escassez de água (INGRH, 2000). A crescente escassez de água do país constitui um dos principais obstáculos ao seu desenvolvimento económico e a melhoria das condições de qualidade de vida da população (INGRH, 2000).

Este cenário de escassez de recursos hídricos poderá intensificar-se ainda mais com o atual problema das alterações climáticas, que segundo o Programa de Ação Nacional de Adaptação às Mudanças Climáticas (2008-2012) de Cabo Verde prevê uma redução da precipitação média atual em 20% e um aumento da temperatura na ordem dos 4 °C até 2100 na região sub-saheliana.

A principal fonte de água doce do arquipélago são os recursos subterrâneos, a exploração de recursos superficiais é ainda incipiente. Em algumas ilhas do arquipélago, onde há menor pluviosidade, tem-se recorrido à dessalinização da água do mar para garantir o abastecimento público (Pina, 2009).

De acordo com os dados do Questionário Unificado de Indicadores Básicos de Bem-estar (INE, 2007), Cabo Verde alcançou a nível nacional a meta para a água, do sétimo Objetivo de Desenvolvimento do Milénio estabelecido pelas Nações Unidas, que consistia em reduzir para metade a população do país sem acesso a água potável de forma sustentável até 2015, tendo como referência o ano de 1990 (ano na qual apenas 42% da população tinha acesso a água). No entanto, o abastecimento público não deixa de ser um grave problema do arquipélago, muitos concelhos do país encontram-se abaixo da meta definida (PAGIRE, 2010).

A ilha de São Vicente, a segunda mais populosa do país, é uma das ilhas mais afetadas pela escassez de água, com uma precipitação média anual de aproximadamente 93 mm (INGRH, 2000). A problemática de disponibilidade de água é recorrente na ilha desde a altura do seu povoamento, que segundo Soares (2009) foi tardio em relação às outras ilhas devido a essas condições.

O abastecimento público constitui um desafio nesta ilha dado que a disponibilidade de recursos hídricos subterrâneos em qualidade e em quantidade são insuficientes face às necessidades de água. A grande maioria dos poços da ilha encontram-se salinizados e, portanto impróprios para o consumo humano (Martins e Rebelo, 2009). Por sua vez, a exploração de água superficial é condicionada pelo seu tipo de escoamento, geralmente torrencial e pelas características hidrológicas da ilha.

Atualmente a origem de água para o abastecimento público do centro urbano da ilha, a cidade de Mindelo (a área escolhida para o desenvolvimento do estudo), é a dessalinização da água do mar. Porém, a capacidade de produção de água da estação de dessalinização é insuficiente face às necessidades da população.

A crescente urbanização da cidade de Mindelo induz a um permanente aumento das necessidades de água. De acordo com os dados do Instituto Nacional de Estatísticas de Cabo Verde (INE), a taxa anual de crescimento urbano em Cabo Verde é 4,4%. Este crescimento urbano deve-se principalmente à migração de populações rurais para a cidade à procura de melhores condições de vida, mas também pela migração entre ilhas, que segundo a mesma fonte, Mindelo, Praia e Sal são os principais centros de acolhimento. Um outro fator que contribui para o aumento das necessidades de água da cidade é o rápido desenvolvimento do turismo que determina um aumento significativo da população num curto período de tempo.

Tais situações originaram sérios desequilíbrios entre a necessidade e a disponibilidade de água, conduzindo a carência de água potável, que se agrava nos meses de verão, devido ao aumento do consumo.

Em consequência da escassa disponibilidade de água, a distribuição na rede doméstica e nos fontanários é feito em dias alternados. Esta situação contribui para que o consumo de água *per capita* seja reduzido, e é estimado em aproximadamente 45 L/hab.dia, que segundo Howard & Bartram (2003) pode comprometer a satisfação das necessidades diárias de água que é assegurada por um volume igual ou superior a 50 L/hab.dia, tendo influência direta nas práticas de higiene doméstica e na preparação dos alimentos, afetando a saúde pública.

Em alguns bairros da cidade, as condições de acesso a água são precárias, a população tem acesso a água com qualidade inadequada para o consumo (poços e furos) ou necessitam percorrer longas distâncias para ter acesso a água. O acesso à rede pública de abastecimento de água é limitado pelo elevado tarifário da água, resultante dos altos custos da dessalinização, e em outros casos pela clandestinidade das habitações.

O processo de produção de água por dessalinização requer grandes quantidades de energia, o que o torna dispendioso. Esse processo continuará a ser uma alternativa economicamente viável e sustentável com o crescente aumento das necessidades de água da população?

Face à escassa disponibilidade de água da cidade de Mindelo e às limitações do atual processo de produção de água torna-se necessário o desenvolvimento de novas alternativas para o reforço da origem de água para a satisfação das crescentes necessidades.

A cidade de Mindelo, atualmente, dispõe de uma significativa taxa de cobertura da rede de drenagem de águas residuais (76%) e de uma Estação de Tratamento de Águas Residuais (ETAR) com tratamento secundário (lagoas de estabilização), que com o 3º Plano Sanitário de Mindelo passou a ter a capacidade de depurar 5000 m³ de água residual/dia (CPE, 2010; DGA, 2009).

A maior parte da água residual tratada é, atualmente, reutilizada para a rega agrícola, no entanto, poderá constituir uma origem alternativa para produção de água para o consumo humano. A reutilização de águas residuais tratadas para a produção de água potável, poderá constituir uma importante estratégia para combater a escassez de água e contribuir para a gestão sustentável dos recursos hídricos da ilha de São Vicente.

1.2. Justificativa e Relevância da Investigação

O acesso a água, segura e a preços acessíveis é um direito humano básico (Campos, 2010). A carência ou o acesso precário a água representa um fator de risco à saúde pública e um fator limitante ao desenvolvimento socio-económico.

A existência de água, em qualidade e quantidade, é considerada um fator crucial para o desenvolvimento económico e social de qualquer país ou região. Organismos internacionais, como é o caso do Banco Mundial (2004), têm chamado à atenção ao facto da gestão e desenvolvimento dos recursos hídricos ser um elemento central para o crescimento sustentável e para a redução da pobreza.

A escassez de recursos hídricos constitui uma realidade natural na ilha de São Vicente e perspectiva-se um aumento dessa escassez, devido ao crescimento demográfico e às alterações climáticas, se não forem adotadas medidas que assegurem a gestão sustentável dos recursos hídricos da ilha.

É necessário, novas estratégias de desenvolvimento de recursos hídricos, capaz de assegurar a sustentabilidade de gestão deste recurso e de solucionar os atuais problemas no domínio do abastecimento público da cidade de Mindelo, uma vez que a dessalinização se tem revelado uma estratégia insuficiente para garantir esses pressupostos.

É nesse sentido, que surge a motivação para a realização desta dissertação. A reutilização de águas residuais tratadas, além de constituir um paradigma da sustentabilidade da gestão de recursos hídricos por permitir a conservação dos recursos existentes, é uma potencial solução ao problema do acréscimo das necessidades de água da cidade (Marecos do Monte e Albuquerque, 2010).

Essa estratégia de reforço de origem de água para produção de água para consumo humano, surge como potencial alternativa para minimizar a escassez de água da cidade de Mindelo, além de possivelmente permitir a redução da precariedade do acesso a água com redução do tarifário da água.

A relevância da pesquisa fundamenta-se, assim, na possibilidade de desenvolver um recurso alternativo que permita ajudar a suprir as necessidades de água potável na cidade do Mindelo,

contribuindo para a melhoria das condições de vida da população e para o desenvolvimento das atividades económicas que dependem do uso da água, e de, possivelmente contribuir para a redução dos custos ambientais e económicos da produção de água do estudo de caso.

1.3. Objetivos e estrutura da dissertação

Os principais objetivos deste estudo consistem na avaliação da viabilidade técnica de reutilização das águas residuais da ETAR da Ribeira da Vinha (Mindelo, São Vicente) para produção de água potável e analisar o efeito da salinidade sobre o crescimento da microalga *Chlorella vulgaris*, de forma a compreender o comportamento das microalgas e se a salinidade poderia comprometer o funcionamento do sistema de lagunagem em São Vicente.

Definiu-se ainda os seguintes objetivos específicos:

- Pesquisa bibliográfica no âmbito da reutilização de águas residuais tratadas e efeitos da salinidade sobre o crescimento das microalgas;
- Analisar a qualidade do efluente tratado da ETAR da cidade de Mindelo e analisar o efeito da salinidade sobre o crescimento de microalgas;
- Caracterizar o sistema de produção e distribuição de água potável da cidade de Mindelo;
- Determinação do tratamento complementar do efluente da ETAR para produção de água com qualidade adequada para uso humano;
- Elaborar um conjunto de recomendações com o objetivo de contribuir para a melhoria do atual sistema de saneamento e abastecimento público.

Em termos de estrutura, esta dissertação é constituída, além das referências bibliográficas, pelos capítulos seguintes:

- Capítulo 1: Introdução ao tema em estudo e descrição dos objetivos do trabalho e estrutura do mesmo;
- Capítulo 2: Este capítulo é dedicado à classificação e à descrição dos princípios de funcionamento das lagoas de estabilização, bem como dos fatores que influenciam o seu funcionamento;
- Capítulo 3: Este capítulo apresenta a revisão do estado de arte da reutilização de águas residuais tratadas, onde apresenta-se uma descrição da situação da escassez de água a nível mundial, as utilizações das águas residuais tratadas e os casos de aplicação desta técnica no mundo e a uma breve descrição da situação da reutilização de águas residuais tratadas em Cabo Verde;
- Capítulo 4: Neste capítulo apresenta-se uma revisão do estado de conhecimento da reutilização de águas residuais tratadas para usos potáveis, neste sentido procurou-se: definir a reutilização das águas residuais tratadas para usos potáveis e os seus fundamentos; estudar os aspetos a considerar num projeto de reutilização potável direta, nomeadamente,

os riscos para a saúde pública e para o ambiente, os critérios de qualidade de reutilização potável direta, as tecnologias de tratamento e a aceitação pública; e por último, descrever os casos reais de reutilização potável direta consideradas mais relevantes a nível mundial;

- Capítulo 5: Este capítulo apresenta a caracterização do caso de estudo, Mindelo (Cabo Verde) em termos de enquadramento geográfico, caracterização sócio-económica e climática, e disponibilidade de recursos hídricos;
- Capítulo 6: Apresenta a caracterização do sistema de abastecimento de água e de saneamento da cidade de Mindelo, com ênfase na caracterização da ETAR da Ribeira da Vinha em termos de qualidade do afluente, caudal afluente e análise da qualidade do efluente tratado para reutilização para rega agrícola;
- Capítulo 7: Este capítulo é dedicado ao estudo do efeito da salinidade sobre o crescimento da microalga *Chlorella Vulgaris*, com apresentação e discussão dos resultados do ensaio de crescimento descontínuo da microalga, em meio de cultura inorgânico, com diferentes concentrações de NaCl;
- Capítulo 8: Neste capítulo apresenta-se um estudo da viabilidade técnica de reutilização potável direta das águas residuais tratadas da ETAR da Ribeira da Vinha por simulação da aplicabilidade dos processos de separação por membrana;
- Capítulo 9: Apresenta as conclusões da presente dissertação, recomendações e perspetivas de trabalhos futuros.

2. TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUAIS POR LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO

O tratamento de águas residuais por lagoas de estabilização é praticado há mais de dez séculos, constituindo uma das mais antigas e utilizadas técnicas de depuração de águas residuais do mundo (Vendramelli *et al.*, 2016; Verbyla *et al.*, 2016). A primeira utilização de lagoas de estabilização como processo de tratamento de águas residuais ocorreu em 1901, na cidade de San Antonio, Texas (EUA) (Gloyna, 1972). Foi, no entanto, nos finais da década de 50 do século passado e, principalmente, na década de 60, que as lagoas de estabilização passaram a ser largamente utilizadas como processo de tratamento de águas residuais urbanas e industriais, despertando interesse de pesquisadores como Ernest F. Gloyna (Universidade do Texas) e Marais (Universidade de Capetown, África do Sul), entre outros, para a investigação desta técnica (Silva e Mara, 1979). O maior conhecimento que progressivamente se foi adquirindo sobre as lagoas de estabilização, em simultâneo com as suas tradicionais vantagens, como o baixo custo do primeiro investimento, operação e manutenção, grande flexibilidade de operação, elevadas eficiências de remoção de microrganismos patogénicos e pouca exigência de mão-de-obra especializada, tornaram estes sistemas particularmente atrativos, principalmente em países em desenvolvimento, pequenas comunidades, zonas rurais e regiões áridas, onde as condições climáticas são favoráveis (Al-Hashimi e Hussain, 2013; Coggins *et al.*, 2016; Gloyna, 1972; Mara, 2004, 2009; Mara e Pearson, 1998; Silva e Mara, 1979; Verbyla e Mihelcic, 2015).

Existem, no entanto, sistemas de lagunagem em todo o planeta, quer nas zonas tropicais, como nas zonas temperadas, e até mesmo em regiões frias, como por exemplo, no Alasca e no norte do Canadá (Oliveira, 1995). Gloyna (1972), baseado em estudos efetuados pela *World Health Organization* (WHO), refere que 39 países dispunham de sistemas de lagunagem para o tratamento de águas residuais. De acordo com Verbyla e Mihelcic (2015), mais de 50% dos sistemas de tratamento de águas residuais dos EUA e da Nova Zelândia incluem lagoas de estabilização. Em países como México, República Dominicana e Brasil, as lagoas de estabilização constituem o processo mais utilizado no tratamento de águas residuais. Em França e na Colômbia existem aproximadamente 2500 e 100 lagoas de estabilização, respetivamente. No continente africano, numerosas regiões utilizam a lagunagem no tratamento de águas residuais, tais como, o Gana, o Quênia, a África do Sul, o Malawi e o Uganda (Oliveira, 1995).

Nas últimas décadas assistiu-se, contudo, a uma tendência para o abandono destes sistemas, encarados como tecnologias ultrapassadas e só aplicáveis quando existisse grande disponibilidade de terreno, e não houvesse capacidade económica para suportar outro tipo de tratamento. As limitações deste processo, como o desenvolvimento de maus odores, elevados requisitos de área e dependência de condições climáticas, com consequente inconsistência na qualidade do efluente final, em paralelo com o desenvolvimento tecnológico no âmbito do tratamento de águas residuais possibilitando atingir objetivos de qualidade do efluente final cada vez mais exigentes, acentuaram a perspectiva da incapacidade da lagunagem para responder a maiores desafios (Mara, 2004; Silva,

2003). Neste contexto, várias comunidades substituíram os seus sistemas de lagunagem por sistemas mais intensivos, mesmo quando a disponibilidade de terreno e as condições climáticas fossem favoráveis (Silva, 2003).

Por outro lado, com os novos paradigmas da seleção dos processos de tratamento de águas residuais baseadas em princípios de sustentabilidade, aliado ao maior conhecimento sobre os sistemas de lagunagem, com consequentes melhorias nos critérios de dimensionamento e estratégias de exploração, permitindo ultrapassar grande parte das limitações do processo, as lagoas de estabilização são hoje defendidas como uma tecnologia moderna, e particularmente adequadas para pequenas comunidades de países desenvolvidos e em desenvolvimento, com potencialidades para reutilização e recuperação de águas residuais (Monte e Albuquerque, 2010; Pearson, 1996; Verbyla e Mihelcic, 2015). Este capítulo é dedicado à classificação e à descrição dos princípios de funcionamento das lagoas de estabilização, bem como dos fatores que influenciam o seu funcionamento.

2.1. Definição e classificação das lagoas de estabilização

As lagoas de estabilização são, por definição, um processo de tratamento natural de águas residuais que decorre em reatores biológicos que, em termos físicos e de princípios de funcionamento, assemelham-se aos ecossistemas naturais, sendo, no entanto, dimensionadas de acordo com determinados critérios técnicos, de modo a privilegiar as condições necessárias para atingir os objetivos do tratamento pretendidos (Mara, 2004; Salomão e Mara, 1979; Silva, 2003).

A classificação das lagoas de estabilização pode ser feita de acordo com vários critérios, como por exemplo, a geometria da lagoa, o tipo de escoamento hidráulico, o tipo de efluente tratado, tipo de organismos produtores. No entanto, a classificação mais habitual e mais abrangente, baseia-se no tipo de atividade biológica predominante (Gloyne, 1972; Hosetti e Frost, 1998; Oliveira, 1995; Salomão e Mara, 1979; Silva, 2003). Gloyne (1972) e Tchobanoglous e Burton (1991) classificaram as lagoas de estabilização quanto à atividade biológica predominante, como sendo aeróbias, anaeróbias e facultativas. As lagoas aeróbias e facultativas podem, por sua vez, ser subdivididas em duas categorias, de acordo com a fonte de oxigénio utilizada, podendo ser por origem natural ou por arejamento mecânico adicional (Alexander Szabo e Engle, 2010; Marais, 1966). Pode-se considerar ainda como uma classe de lagoas aeróbias, as lagoas de maturação (Oliveira, 1995).

De uma forma geral, de acordo com Mara e Pearson (1998), as lagoas anaeróbias, aeróbias e facultativas são projetadas para a remoção de matéria orgânica, enquanto nas lagoas de maturação o principal objetivo de tratamento é a remoção de organismos patogénicos. Com a evolução da tecnologia da lagunagem, surgem, novas classes de lagoas de estabilização que têm como objetivo, não só, a remoção de matéria orgânica e remoção de organismos patogénicos, como também a remoção/recuperação de nutrientes e a remoção de metais pesados, como é o caso das lagoas fotossintéticas de alta carga (*High Rate Algal Ponds*) e das lagoas de biomassa fixa (*Attached-growth*

Waste Stabilization Ponds) (Pearson, 1996). As características das principais lagoas de estabilização, os objetivos de tratamento, bem como as suas aplicações são apresentadas na Tabela 2.1.

Tabela 2.1 - Classificação e aplicação das lagoas de estabilização.

Classificação	Características da lagoa	Objetivos de tratamento	Aplicações	Referências
Lagoa Anaeróbia (pré-tratamento)	Condições anaeróbias prevalecentes em toda a lagoa. Profundidade variável (2,5 a 5 m), dimensionadas para remover cargas orgânicas entre 200 e 500 Kg CBO ₅ /ha/dia. Eficiência de remoção de CBO ₅ variável (50 a 85 %). Tempo de retenção hidráulico variável (2 a 5 dias).	Remoção de matéria orgânica e de sólidos.	Pré-tratamento de águas residuais brutas, urbanas e industriais.	Mara (2000); Oliveira (1995)
Lagoa Aeróbia convencional	Com profundidade variável (1 a 1,5 m), dimensionadas para se verificar condições aeróbias em toda a lagoa. Eficiência de remoção de CBO ₅ variável (80 a 95%). Tempo de retenção variável (10 a 40 dias). A carga orgânica pode variar entre 40 e 120 Kg CBO ₅ /ha/dia.	Remoção de matéria orgânica e remoção de microrganismos patogênicos.	Tratamento de águas residuais secundárias ou com matéria orgânica predominantemente solúvel.	Gloyna (1972); Oliveira (1995) Tchobanoglous e Burton (1991)
Lagoa Arejada	Condições aeróbicas em toda coluna de água por arejamento mecânico. Profundidade superior às lagoas aeróbias convencionais (variável entre 2 e 6 m) possuem eficiência de remoção de CBO ₅ semelhantes. Tempo de retenção variável (3 a 10 dias).	Remoção de matéria orgânica solúvel e nitrificação.	Tratamento de águas residuais urbanas.	Oliveira (1995) Tchobanoglous e Burton (1991)
Lagoa Facultativa (primária e secundária)	Combina processos aeróbios e anaeróbios, constituídas por três zonas: zona superficial, aeróbia; zona intermédia, facultativa; e zona do fundo, anaeróbia. A profundidade varia entre 1 e 2,5 m. Eficiência de remoção de CBO ₅ variável entre 80 e 95%.	Remoção de matéria orgânica, sólidos e microrganismos patogênicos.	Tratamento de águas residuais urbanas e industriais, brutas ou pré-tratadas.	Oliveira (1995); Salomão e Mara (1979); Tchobanoglous e Burton (1991)
Lagoa Facultativa com arejamento mecânico	Possui características semelhantes à lagoa facultativa convencional, mas possui arejamento mecânico na camada superior.	Remoção de matéria orgânica, sólidos e microrganismos patogênicos.	Tratamento de águas residuais urbanas e industriais.	Mara (2000); Oliveira (1995)
Lagoa de Maturação	Condições semelhantes às lagoas aeróbias, mas com carga orgânica significativamente inferior (aproximadamente 15 Kg CBO ₅ /ha/dia).	Remoção de microrganismos patogênicos e de nutrientes.	Tratamento de efluentes secundários.	Mara (2000) ;Oliveira (1995)
Lagoa Fotossintética de Alta Carga (High Rate Algal Pond)	Caracterizada por profundidades reduzidas (entre 0,3 e 0,45 m) e menor tempo de retenção (de 4 a 6 dias), é dimensionada para recuperação de biomassa em paralelo com o tratamento de águas residuais.	Remoção de matéria orgânica, nutrientes, metais pesados e recuperação de biomassa.	Tratamento de águas residuais urbanas e de indústrias agroalimentares.	Mara (2004); Oliveira (1995); Silva (2003)
Lagoa de Biomassa Fixa (Attached-growth Waste Stabilization Pond)	Lagoas anaeróbias, aeróbias ou facultativas com incorporação de suportes artificiais para fixação de biomassa de microalga.	Remoção de matéria orgânica, azoto e metais pesados.	Tratamento de águas residuais urbanas e industriais.	Silva (2003); Zhao e Wang (1996)

As lagoas de estabilização podem ser utilizadas isoladamente ou em associação, dispostas em série ou em paralelo. Os sistemas de lagunagem são usualmente constituídos por uma associação de lagoas dispostas em série (Bui, 2012; Mara, 2004). Marais (1974) demonstrou que a eficiência de tratamento é tanto mais elevada, quanto maior for o número de lagoas associadas em série. A associação de lagoas em paralelo é indicada para situações em que o caudal afluente apresenta grandes flutuações sazonais, como é o caso das zonas turísticas (Monte e Albuquerque, 2010).

Os sistemas de lagunagem clássicos são, normalmente, constituídos por uma sequência de lagoas anaeróbias, facultativas e de maturação (Bui, 2012; Mara, 2004). A aplicação das lagoas de estabilização varia, no entanto, de acordo com as características do afluente e com a qualidade do efluente requerido. Gray (2004) refere que as lagoas anaeróbias são utilizadas no tratamento de afluentes com elevada carga orgânica e elevados teores de sólidos. Mara (2004) defende que a utilização de lagoas anaeróbias é fundamental para a remoção de substâncias tóxicas para as microalgas, para além de remover matéria sólida e óleos que podem impedir a passagem da luz nas lagoas subsequentes. Para Kayombo *et al.* (2005), as lagoas de maturação são requeridas apenas em situações em que as águas residuais tratadas serão reutilizadas para rega. As lagoas aeróbias não são extensamente utilizadas em sistemas de tratamento de águas residuais (Drinan, 2001).

Oliveira (1995) refere que, embora os sistemas de lagunagem com arejamento mecânico impliquem consumos de energia significativos, aumentando o custo de exploração, a sua utilização é justificável em urbanizações onde a disponibilidade de área seja limitada, por permitir reduzir significativamente a área superficial da lagoa. A utilização desta classe de lagoas de estabilização também é justificável em situações em que a variabilidade da carga orgânica do caudal afluente justifique o recurso a concentrações de oxigénio suplementares para garantir uma qualidade final do efluente sem grandes variações.

Para Gutiérrez *et al.* (2016), Safi *et al.* (2016) e Zhao e Wang (1996) as lagoas fotossintéticas de alta carga e as lagoas de biomassa fixa possuem maior eficiência de desempenho comparativamente às lagoas convencionais, para além de permitirem a recuperação da biomassa de microALgas, BActérias, ZOoplâncton e Detritos, genericamente designado por ALBAZOD. Zhao e Wang (1996) demonstraram através de um ensaio piloto que a incorporação de suportes artificiais para a fixação de biomassa permite a formação de um biofilme (agregado de microrganismos aderente ao suporte) que possibilita o aumento da concentração de biomassa no reator, o que permite intensificar a atividade biológica envolvida e reduzir os tempos de retenção hidráulico. As vantagens de utilização desta classe de lagoas podem ser consultadas em Silva (2003). De acordo com Gutiérrez *et al.* (2016), o interesse para a utilização de lagoas fotossintéticas de alta carga, tanto para o tratamento de efluentes como para a recuperação de biomassa para produção de biocombustíveis, entre outras utilizações, tem sido crescente ao longo dos anos. Estes autores observaram elevadas taxas de produção de biomassa e de eficiência de remoção de contaminantes, principalmente de sólidos suspensos totais, ao desenvolverem um ensaio piloto de tratamento de um efluente primário por lagoas fotossintéticas de alta carga. Estas lagoas requerem, no entanto, mão-de-obra altamente

especializada, principalmente em situações de recuperação de biomassa, afastando-se, assim, de uma das características atrativas que os sistemas de lagunagem convencional apresentam (Mara e Pearson, 1998).

2.2. Descrição do funcionamento do sistema de tratamento

As lagoas de estabilização constituem ecossistemas aquáticos (lênticos) artificiais, em que o tratamento de águas residuais baseia-se na interação física e bioquímica que ocorre naturalmente entre a comunidade biótica, influenciada por fatores ecológicos e pelas condições de operação do reator (Gray, 2004; Oliveira, 1995). De acordo com as condições prevalentes (ver Tabela 2.1), os mecanismos de remoção de poluentes em lagoas de estabilização resultam da atividade biológica predominantemente aeróbia, anaeróbia ou facultativa (Gloyne, 1972). Os principais mecanismos de remoção de poluentes em lagoas de estabilização são apresentados na Figura 2.1, que representa o funcionamento de uma lagoa facultativa onde ocorrem os três tipos de metabolismos, aeróbio, anaeróbio e facultativo.

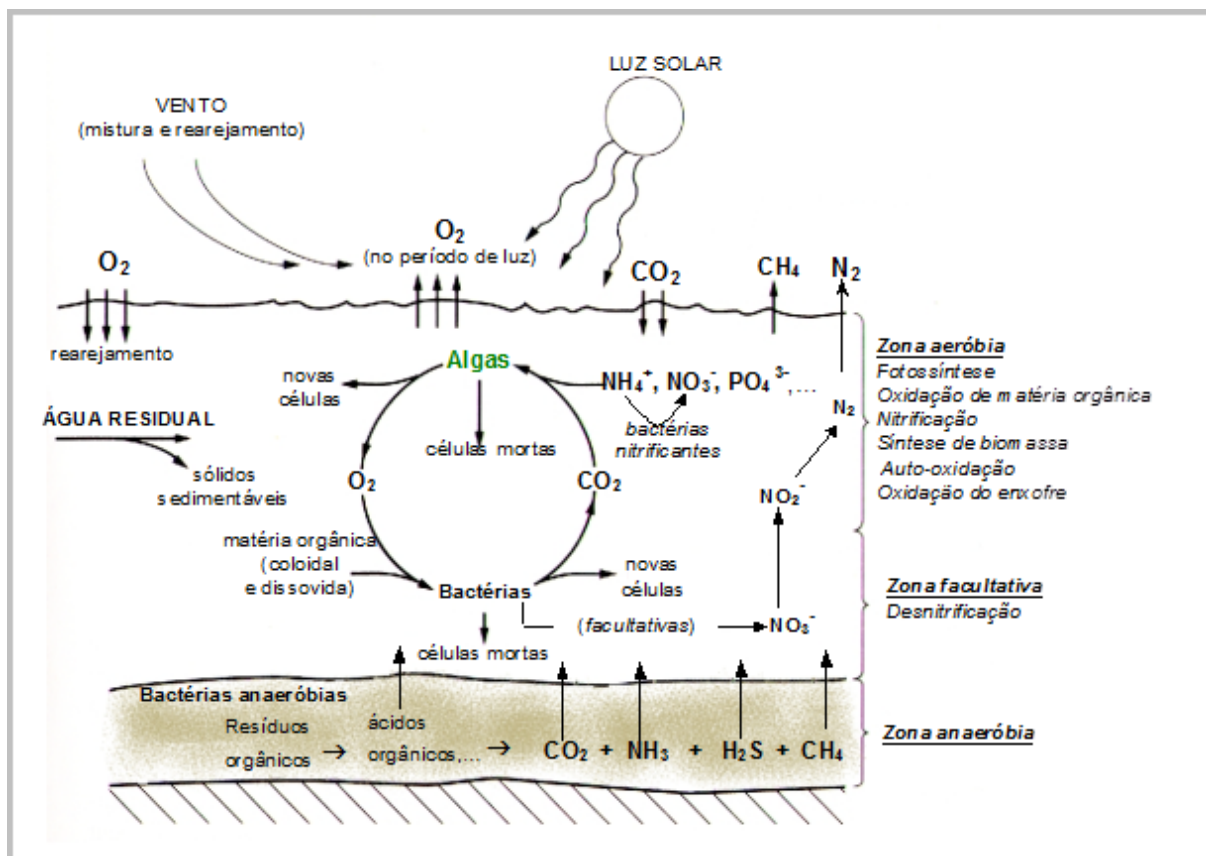
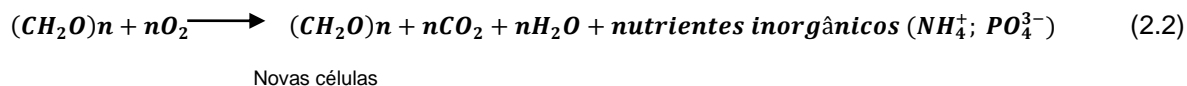
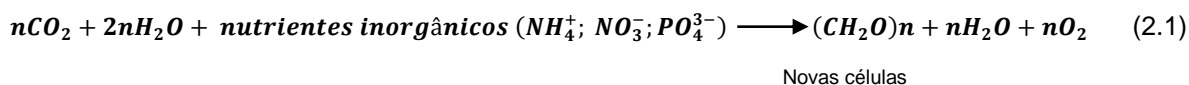
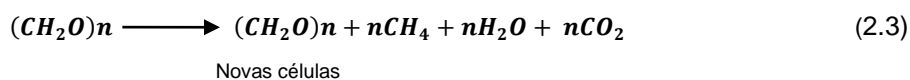


Figura 2.1 – Mecanismo de remoção de poluentes em lagoas de estabilização facultativas (Tchobanoglous e Burton (1991) citados por Silva (2003)).

Como se pode observar na Figura 2.1, o mecanismo de remoção de matéria orgânica em lagoas de estabilização pode ocorrer tanto em condições aeróbias, como anaeróbias (Goyna, 1972). Na degradação da matéria orgânica em condições aeróbias, as bactérias heterotróficas utilizam a matéria orgânica solúvel como fonte de energia e o oxigénio dissolvido necessário para este processo é proveniente, quer da fotossíntese realizada pelas microalgas, quer pelo arejamento superficial da massa de água (Salomão e Mara, 1979). Pela análise da Figura 2.1, pode-se constatar a existência de uma relação simbiótica entre estes dois grupos de organismos, onde em termos tróficos, o fitoplâncton representa os produtores primários e as bactérias os decompositores. As microalgas, além de produzirem a sua própria matéria orgânica a partir do dióxido de carbono e dos compostos inorgânicos provenientes da atividade bacteriana, libertam o oxigénio dissolvido necessário ao metabolismo da atividade bacteriana. O equilíbrio entre a respiração e a fotossíntese é, porém, muito vulnerável devido à dependência estreita da fotossíntese, da intensidade luminosa e de outros fatores abióticos como a temperatura, podendo em situações desfavoráveis conduzir a condições de anaerobiose do meio (Oliveira, 1995). As reações bioquímicas simplificadas que traduzem a síntese de matéria orgânica pelos organismos fotossintéticos e a degradação de matéria orgânica por bactérias, são representadas, respetivamente, pelas equações 2.1 e 2.2 (Rodrigues, 1990; Tchobanoglous e Burton, 1991).



A decomposição anaeróbia da matéria orgânica ocorre nas lagoas anaeróbias e na zona anaeróbia das lagoas facultativas. Este processo ocorre em duas fases, uma primeira que consiste na hidrolização da matéria orgânica e a segunda fase baseada na conversão dos produtos intermédios em compostos gasosos. São responsáveis por este processo dois tipos de bactérias heterotróficas anaeróbias, as bactérias produtoras de ácidos orgânicos e as bactérias metanogénicas. Devido à sensibilidade das bactérias metanogénicas ao pH, para a decomposição anaeróbia da matéria orgânica, o pH do meio deve ser superior a 7 (Oliveira, 1995). A reação bioquímica simplificada que traduz a decomposição anaeróbia de matéria orgânica pode ser observada na equação 2.3 (Oliveira, 1995; Salomão e Mara, 1979). Os produtos resultantes da decomposição anaeróbia, como o dióxido de carbono e o amoníaco, ao atingirem a zona eufótica são utilizados no processo fotossintético das microalgas (Mara, 2004).



Outro processo importante que ocorre em paralelo com a decomposição aeróbia da matéria orgânica e constitui um conjunto de mecanismos fundamentais para a remoção de nutrientes em lagoas de estabilização, é a remoção dos compostos inorgânicos do azoto (ver Figura 2.2). Em condições aeróbias, o azoto orgânico presente no efluente sob a forma de proteínas, ureia, etc., é transformado em azoto amoniacal (NH_4^+). O NH_4^+ é, por sua vez, convertido em nitratos (NO_3^-) por ação de bactérias quimioautotróficas aeróbias (espécies dos géneros *Nitrosomonas* e *Nitrobacter*, entre outras). O processo de conversão de azoto amoniacal em nitratos designa-se por nitrificação. A desnitrificação efetuada em condições de anoxia, consiste na oxidação do carbono orgânico por bactérias heterotróficas facultativas, utilizando como fonte de oxigénio os nitratos, resultando na formação do azoto gasoso, que é libertado para a atmosfera. A nitrificação/desnitrificação biológica constituem um dos mecanismos principais na remoção de azoto inorgânico em lagoas de estabilização (Strang e Wareham, 2006; US EPA, 1983). A remoção de azoto em lagoas de estabilização pode ocorrer, ainda, por mecanismos como a volatilização do amoníaco (NH_3) e a assimilação de azoto amoniacal e de nitratos pelos produtores primários, principalmente as microalgas (Silva, 2003; Strang e Wareham, 2006). Vários estudos têm demonstrado taxas de assimilação de azoto amoniacal, de nitratos e de fósforo por microalgas, em águas residuais secundárias, superiores a 80% (Martínez *et al.*, 2000; Ruiz-Martinez *et al.*, 2012; Zhang *et al.*, 2008).

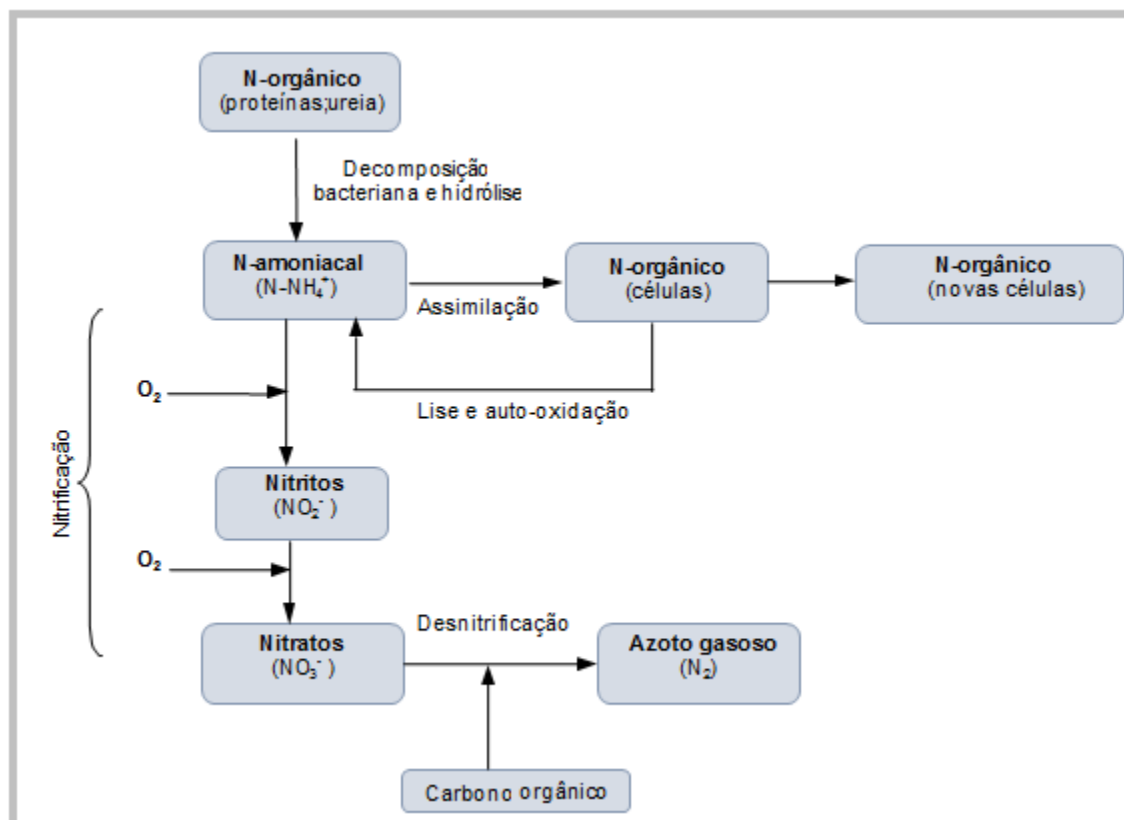


Figura 2.2 - Transformação de azoto nos processos de tratamento biológico (Tchobanoglous e Burton (1991) citados por Silva (2003)).

Assim como o azoto, a remoção do fósforo em sistemas de tratamento de águas residuais é fundamental devido à potencialidade destes compostos acelerarem o processo de eutrofização nos meios aquáticos receptores, interferindo com os potenciais usos dos recursos hídricos, afetando a vida aquática e até mesmo inviabilizando a possibilidade de reutilização da água residual tratada (Powell *et al.*, 2008; Silva, 2003). Não obstante, o fósforo constitui um elemento importante para o crescimento de microrganismos em sistemas biológicos de tratamento de efluentes, encontrando-se em águas residuais sob três formas, ortofosfatos, polifosfatos e fósforo orgânico (Crites *et al.*, 2006). De acordo com Powell *et al.* (2008) a assimilação do fósforo pelos microrganismos constitui um importante mecanismo de remoção deste nutriente em lagoas de estabilização. Os ortofosfatos constituem a principal fonte de fósforo para o fitoplâncton, embora a assimilação de alguns fosfatos orgânicos também seja possível. Na literatura são referidas, no entanto, como os principais mecanismos de remoção de fósforo em lagoas de estabilização, a sedimentação e a precipitação. A eficiência de remoção do fósforo por sedimentação é maior, quanto menor for a quantidade devolvida à coluna de água por mineralização ou por ressolubilização (Silva, 2003). A precipitação do fósforo como sais estáveis ocorre com o aumento dos valores de pH do meio, como consequência da atividade fotossintética (Kayombo *et al.*, 2005). Outro processo considerado por alguns autores como mecanismo de remoção de fósforo em lagoas de estabilização é a adsorção do fósforo em matéria particulada (Peng *et al.*, 2007; Pratt *et al.*, 2007).

A elevada eficiência de remoção de microrganismos patogénicos constitui uma das principais vantagens de utilização das lagoas de estabilização no tratamento de águas residuais. Embora a remoção de microrganismos patogénicos seja possível nas lagoas facultativas e anaeróbias, ainda que em pequenas percentagens, as lagoas de maturação são dimensionadas especificamente para esta finalidade (Kayombo *et al.*, 2005). Esta classe de lagoas pode atingir eficiências de remoção de coliformes fecais da ordem de 99,99% (Salomão & Mara, 1979), ou até mais. Nas lagoas anaeróbias o principal mecanismo de remoção de microrganismos patogénicos é a sedimentação por adsorção em sólidos em suspensão, enquanto nas lagoas facultativas e de maturação, os principais mecanismos de remoção são: o tempo de retenção hidráulico; a temperatura; a alcalinidade do meio (pH superior a 9); e a radiação solar incidente na superfície da lagoa (Kayombo *et al.*, 2005).

O tempo de retenção hidráulico e a temperatura são os principais parâmetros considerados no dimensionamento de lagoas de maturação (Kayombo *et al.*, 2005). O aumento da temperatura resulta no aumento da intensidade metabólica, aumentando consequentemente as necessidades nutricionais, entre outras, desencadeando a mortalidade de microrganismos patogénicos. Salomão e Mara (1979) referem que um tempo de retenção hidráulico de vinte dias proporciona a remoção completa de ovos e cistos de parasitas intestinais. Assim como a alcalinidade do meio resultante da atividade fotossintética, a radiação solar incidente sobre a superfície da lagoa, também provoca um aumento da taxa de mortalidade de microrganismo nas lagoas de estabilização. Kayombo *et al.* (2005) referem que radiações luminosas com comprimento de onda variável entre 425 e 700 nm são absorvidas por matéria orgânica húmica proporcionando a morte de microrganismos patogénicos. Oliveira (1995) e Salomão e Mara (1979), também, reportam a predação por protozoários e

microcrustáceos, assim como a presença de substâncias tóxicas, como sais dissolvidos ou substâncias libertadas por microalgas, como fatores que influenciam a mortalidade de microrganismos patogênicos em lagoas de estabilização.

Como foi anteriormente referido, a remoção de poluentes em lagoas de estabilização depende fundamentalmente da interação entre fatores bióticos e abióticos do sistema que constituem, assim como das condições de operação da lagoa. Os principais fatores que condicionam o tratamento de águas residuais em lagoas de estabilização são referidos na Tabela 2.2.

Tabela 2.2 – Principais fatores que influenciam o processo de tratamento em lagoas de estabilização (Silva, 2003).

Fatores abióticos	Radiação solar (quantidade e qualidade)
	Temperatura
	Oxigénio dissolvido
	Dióxido de carbono
	pH
	Alcalinidade
	Concentração de nutrientes (P,N, S)
Fatores bióticos	Fungos, bactérias e microalgas
	Predação
	Competição
Fatores operacionais	Mistura
	Regime hidráulico
	Profundidade
	Tempo de retenção hidráulico

Os principais fatores operacionais que influenciam o desempenho das lagoas de estabilização são a profundidade, as condições de mistura, o tempo de retenção hidráulico, o regime hidráulico, a altura e o posicionamento relativo das estruturas de entrada e saída da água residual. Para a maior parte destes fatores, existem critérios e valores tradicionalmente recomendados, embora alguns sejam mais consensuais do que outros (Silva, 2003). Os critérios de dimensionamento e operação dos vários tipos de lagoa de estabilização podem ser consultados em Gloyna (1972), Mara (2004), Oliveira (1995) e Salomão e Mara (1979).

Tendo em conta os objetivos da presente dissertação e a relevância da comunidade biótica e dos fatores abióticos intervenientes no seu metabolismo, no desempenho das lagoas de estabilização, serão a seguir desenvolvidos.

2.3. Comunidade biótica das lagoas de estabilização

Como se referiu, anteriormente, o tratamento de águas residuais em sistemas de lagunagem baseia-se na atividade biológica de um conjunto de organismos que coabitam nas lagoas de estabilização (Mara, 2004; Marais, 1966). Embora fatores como as características do afluente, o tipo de lagoa e as mudanças sazonais no modo operativo das lagoas possam influenciar o tipo de população presente em lagoas de estabilização, é possível identificar os principais grupos, nomeadamente, as bactérias, os fungos, as microalgas, as cianobactérias e o zooplâncton (Oliveira, 1995; US EPA, 1983).

A remoção de poluentes em lagoas de estabilização resulta da atividade biológica de três grupos de microrganismos, as bactérias, as microalgas, e as cianobactérias. Outros organismos como fungos e zooplâncton, como parte do ecossistema, estão presentes estabelecendo relações na cadeia alimentar, que podem ser mais ou menos favoráveis ao desempenho do sistema de tratamento (Silva, 2003). A nível de grupos tróficos, as microalgas e as cianobactérias representam os produtores primários, as bactérias e os fungos os decompositores enquanto o zooplâncton representa os consumidores (Gray, 2004).

As bactérias são organismos unicelulares procarióticas, com dimensões variáveis entre 0,2 e 10 μm e com reprodução, fundamentalmente, assexuada (Smith, 2015). Estes organismos possuem a capacidade de extrair do meio ambiente todos os nutrientes que necessitam para o crescimento e reprodução. Dependendo da fonte de carbono que necessitam para o seu metabolismo são classificadas como autotróficas (CO_2) e heterotróficas (carbono orgânico).

Nas lagoas de estabilização as bactérias heterotróficas, aeróbias, anaeróbias e facultativas, constituem o grupo mais significativo e numeroso (Oliveira, 1995). O papel desempenhado por estas bactérias e pelas bactérias autotróficas aeróbias nos sistemas de lagunagem foi referida na secção 2.2. Outro grupo de bactérias relevantes no tratamento de águas residuais por lagoas de estabilização devido ao risco que oferecem para a saúde pública são as bactérias patogénicas, que representam 10 a 20% da população de bactérias presente nas lagoas (Goyna, 1972). Os géneros de bactérias usualmente presentes em lagoas de estabilização são apresentados na Tabela 2.3. São predominantes em lagoas de estabilização géneros de bactérias como *Pseudomonas*, *Achromobacter* e *Flavobacterium* (Oliveira, 1995).

Tabela 2.3 – Gêneros de bactérias mais usuais em lagoas de estabilização (adaptado de Moreno, 1995 citado por Silva, 2003)

Bactérias	
<i>Achromobacter</i>	<i>Nitrobacter</i>
<i>Alcaligenes</i>	<i>Nitrococcus</i>
<i>Bacillus</i>	<i>Nitrospina</i>
<i>Beggiatoa</i>	<i>Nitrosomonas</i>
<i>Chlorobium</i>	<i>Nocardia</i>
<i>Chromatium</i>	<i>Nitrosococcus</i>
<i>Crenothrix</i>	<i>Pelodictyon</i>
<i>Desulfotomaculum</i>	<i>Prosthecochloris</i>
<i>Micrococcus</i>	<i>Pseudomonas</i>
<i>Lactobacillus</i>	<i>Rhodomicrobium</i>
<i>Flavobacterium</i>	<i>Sphaerotilus</i>
<i>Desulfovibrio</i>	<i>Streptomyces</i>
Enterobactérias	
<i>Citrobacter</i>	
<i>Edwardsiella</i>	
<i>Enterobacter</i>	
<i>Escherichia</i>	
<i>Klebsiella</i>	
<i>Salmonella</i>	
<i>Shigella</i>	

As microalgas são organismos unicelulares eucarióticos e autotróficos, isolados ou agrupados em colônias e que apresentam elevadas taxas de crescimento (Rodrigues, 1990). A presença de pigmentos fotossintéticos como clorofilas, carotenóides e ficobilinas constituem uma das principais características destes organismos, assumindo um papel determinante na depuração de águas residuais por lagunagem, como fonte de produção do oxigénio utilizado pelas bactérias no processo de decomposição aeróbia de matéria orgânica (Pham *et al.*, 2014; Wetzel, 1993). As microalgas também interferem no mecanismo de remoção de nutrientes de forma direta, por assimilação, e indireta, pela alcalinização do meio necessário para a volatilização do amoníaco e precipitação do fósforo (Pham *et al.*, 2014). Estes autores referem, ainda, que as microalgas em lagoas de estabilização contribuem para a remoção de metais pesados e remoção de microrganismos patogénicos por libertação de metabolitos tóxicos.

Em lagoas de estabilização pode-se encontrar várias classes de microalgas. No entanto, são predominantes quatro classes, Chlorophyceae, Euglenophyceae, Bacillariophyceae e Chryptophyceae. Entre estas classes, a Chlorophyceae é dominante na generalidade das lagoas de estabilização, são exemplos os géneros *Chlorella*, *Scenedesmus*, *Ankistrodesmus*, *Actinastrum* e *Micractinium* (Oliveira, 1995). De acordo com Bui (2012), a população de microalgas em lagoas de estabilização varia de

acordo com fatores como o tipo de lagoa, as características da água residual, as condições climáticas e o nível de profundidade. Pham *et al.* (2014) referem que a densidade e a diversidade de microalgas presente em lagoas constituem um indicador de avaliação do seu desempenho de tratamento devido à sensibilidade destes organismos a mudanças das condições físicas e químicas do meio, resultando em alterações na composição da comunidade. Por outro lado, embora haja uma grande disponibilidade de dados na literatura sobre a tolerância das microalgas para as condições do meio, a sua utilização como indicador biológico é limitada pela indisponibilidade de informações sobre a sua diversidade e distribuição em lagoas de estabilização (Palmer, 1969 citado em Pham *et al.*, 2014).

As cianobactérias, apesar da sua natureza procaritótica semelhante às bactérias, foram consideradas por muitas décadas como pertencendo a uma classe de algas (cyanophyceae), devido à sua natureza fotossintética e por habitarem os mesmos nichos ecológicos, sendo designadas por algas azuis-verdes ou cianofíceas (Palinska & Surosz, 2014). Mais recentemente, as cianobactérias foram reconhecidas através de estudos genéticos como filogeneticamente semelhantes às eubactérias Gram-negativas. As cianobactérias, como microrganismo oxigénicos fotossintéticos e pela capacidade de algumas espécies fixarem o azoto atmosférico, desempenham um papel importante, em meios aquáticos, tanto marinhos, como de água doce. No meio aquático, as cianobactérias surgem usualmente como *blooms* planctónicos, as suas características morfológicas, bioquímicas e físicas permitem adaptar-se a vários tipos de *habitat* (Palinska e Surosz, 2014). Em lagoas de estabilização é predominante a presença de cianobactérias dos géneros *Anabaena*, *Microcystis* e *Spirulina* (Palinska e Surosz, 2014). Dillaha e Zolan (1983) referem que, em lagoas de estabilização, a predominância de cianobactérias comparativamente às microalgas acontece em condições de pH e de temperatura elevados e indica um fraco desempenho de funcionamento do processo de tratamento. A Tabela 2.4 apresenta as classes de microalgas e de cianobactérias presentes em lagoas de estabilização.

Tabela 2.4 – Cianobactérias e microalgas presentes em lagoas de estabilização ([1] Mara, 2004; [2] Mezrioui e Oudra, 1998).

Cianobactérias (Cyanobacteriophyta)	Referências
<i>Agmenellum</i>	[2]
<i>Anabaena</i>	[2]
<i>Dactylococcus</i>	[2]
<i>Microcystis</i>	[2]
<i>Oscillatoria</i>	[2]
<i>Phormidium</i>	[2]
<i>Spirulina</i>	[2]
<i>Synechocytis</i>	[2]
<i>Synechococcus</i>	[2]
Euglenofíceas (Euglenophyceae)	
<i>Euglena</i>	[1]
<i>Phacus</i>	[1]
Criptofíceas (Cryptophyceae)	
<i>Cryptomonas</i>	[2]
Algas verdes (Chlorophyceae)	
<i>Chlamydomonas</i>	[1]
<i>Chlorogonium</i>	[1]
<i>Eudorina</i>	[1]
<i>Pyrobotrys</i>	[1]
<i>Ankistrodesmus</i>	[1]
<i>Chlorella</i>	[1]
<i>Micractinium</i>	[1]
<i>Scenedesmus</i>	[1]
<i>Selenastrum</i>	[1]
<i>Coelastrum</i>	[1]
<i>Dictyosphaerium</i>	[1]
<i>Oocystis</i>	[1]
Diatomáceas (Bacillariophyceae)	
<i>Gomphonema</i>	[2]
<i>Cyclotella</i>	[2]
<i>Navicula</i>	[2]
<i>Synedra</i>	[2]

Os fungos, assim como as bactérias são organismos decompositores, no entanto, a sua relevância em sistemas de tratamento de águas residuais por lagunagem ocorre em situações muito específicas. Isto verifica-se, nomeadamente em situações em que o efluente possui um pH relativamente baixo, o que não corresponde a situações usuais (Oliveira, 1995). Por outro lado, a presença de fungos filamentosos em lagoas de estabilização é indesejável por formarem flocos não sedimentáveis (Salomão e Mara, 1979).

A população zooplantónica em lagoas de estabilização atua como detritívoros e predadores, em relação às bactérias, às microalgas e à matéria orgânica presente em suspensão. Os sistemas de lagunagem dispõem de uma grande diversidade de organismos zooplantónicos, onde se destacam os protozoários, os rotíferos, os microcrustáceos, os vermes e as larvas de insetos (Oliveira, 1995).

2.4. Fatores abióticos intervenientes no metabolismo do biota das lagoas de estabilização

Como se referiu na secção 2.2, todas as reações bioquímicas relevantes no processo de tratamento de águas residuais por lagunagem são influenciadas pelas condições abióticas do meio, como o pH, a temperatura, a radiação solar, o oxigénio dissolvido, a disponibilidade de nutrientes e a salinidade.

A radiação solar constitui um dos principais fatores abióticos intervenientes no processo de tratamento de águas residuais por lagunagem. A qualidade e quantidade de radiação solar que atinge a superfície da lagoa afeta principalmente o processo fotossintético de crescimento de microalgas e consequentemente, a síntese de bactérias pelo metabolismo aeróbio, que é dependente do oxigénio resultante da fotossíntese. Por outro lado, a radiação solar poderá também constituir um fator de inibição da fotossíntese (fotoinibição) que acontece quando as microalgas estão expostas a uma intensidade luminosa superior a intensidade luminosa ótima.

A profundidade de penetração da radiação luminosa em lagoas de estabilização é condicionada pelo teor de sólidos em suspensão presentes nas lagoas, podendo ocorrer a extinção da luz a algumas dezenas de centímetros da superfície. A luz pode, assim, tornar-se um fator limitante, proporcionando uma diminuição da produtividade primária com o aumento da profundidade. Para além da disponibilidade de oxigénio dissolvido por fotossíntese nas lagoas de estabilização, a radiação solar afeta também condições do meio, como a temperatura da massa de água e o pH. Ariesyady *et al.* (2016) ao estudarem o perfil evolutivo das condições físico-químicas de um sistema de lagunagem na cidade de Bojongsoang (Indonésia), constataram que a diminuição da radiação solar ocasionou uma diminuição dos valores de pH, da temperatura da massa de água e do oxigénio dissolvido com o aumento da profundidade. Em termos de dimensionamento, a adoção de pequenas profundidades na construção de lagoas de estabilização poderá garantir a disponibilidade de energia luminosa em toda lagoa.

Nas lagoas de estabilização onde existe radiação solar, o fator limitante ao crescimento do fitoplâncton poderá ser a disponibilidade de nutrientes, determinada pela disponibilidade de três macronutrientes inorgânicos: azoto, fósforo e carbono (Oliveira, 1995). Gloyna (1972) refere que as águas residuais dispõem, geralmente, do teor de macronutrientes e micronutrientes inorgânicos adequados para o crescimento microalgal e bacteriano. Woertz *et al.* (2009), por sua vez, referem que a razão C:N:P das águas residuais domésticas (C:N 3,5:1; C:P 20:1) é inferior comparativamente à razão de nutrientes adequada para o crescimento de microalgas (C:N 6:1; C:P 48:1). Em efluentes domésticos o carbono funciona como fator limitante ao crescimento da maior parte das microalgas (Oliveira, 1995; Woertz *et al.*, 2009). Chinnasamy *et al.* (2009), Min *et al.* (2012) e Woertz *et al.*, (2009) demonstraram através de ensaios piloto de crescimento de microalgas, um aumento significativo do crescimento com a adição de CO₂ ao meio de cultura. Um aumento no crescimento bacteriano com a adição de carbono orgânico em ensaio piloto, também foi verificado por Carlson e Ducklow (1996) e Joint *et al.* (2002). Carlsson *et al.* (2012) referem que o carbono orgânico constitui um fator limitante ao crescimento bacteriano. Em condições, onde a disponibilidade de nutrientes não é limitante, a razão típica C:N:P intracelular das bactérias (50:10:1) é inferior comparativamente às microalgas (106:16:1) (Carlsson *et al.*, 2012).

De acordo com Mansouri *et al.* (2011), a temperatura constitui um dos parâmetros físicos que mais afeta a eficiência de tratamento das lagoas de estabilização por possuir um efeito significativo na atividade metabólica dos seres vivos e, conseqüentemente, na depuração do efluente. Mayo e Noike (1996) referem que a temperatura afeta tanto o crescimento das microalgas como das bactérias heterotróficas nas lagoas de estabilização. A incapacidade dos organismos para regular a sua temperatura interna, apesar de desenvolverem mecanismos de resistência térmica, poderá, quando encontrarem condições térmicas desfavoráveis, afetar o seu crescimento. Os microrganismos podem ser classificados de acordo com as condições térmicas ótimas para o seu crescimento como psicrófilos (-10°C a 30°C), mesófilos (10°C a 45°C) e termófilos (40°C a 75°C) (Oliveira, 1995). A temperatura ótima de crescimento das bactérias é muito variável, podendo enquadrar-se nas três classes. No entanto, as bactérias presentes em águas residuais nas regiões subtropicais (localização usual das lagoas de estabilização) são maioritariamente mesófilas (Mara, 2004). No caso das microalgas, a temperatura ótima de crescimento varia entre 15 e 20 °C (Singh e Singh, 2015). Nas lagoas de estabilização a temperatura afeta aspetos como a composição da biomassa, as necessidades nutricionais, a natureza do metabolismo e a intensidade metabólica dos microrganismos (Mayo e Noike, 1996). A temperatura influencia, ainda, a solubilidade de alguns gases importantes para o funcionamento das lagoas, é o caso do oxigénio e do dióxido de carbono (Rodrigues, 1990). Maiores eficiências de tratamento nas lagoas de estabilização verifica-se para temperaturas de 20 °C, temperaturas superiores a 35 °C proporcionam uma diminuição da atividade fotossintética e subsequente anulação (WHO, 1987). A temperatura das lagoas de estabilização varia de acordo com a sua localização geográfica, estação do ano e com o período do dia (Mayo e Noike, 1996).

No meio aquático, o pH é usualmente controlado pelo sistema de equilíbrio calco-carbónico, constituído pelo CO_2 e pelos iões bicarbonato (HCO_3^-) e carbonato (CO_3^{2-}). O sistema é controlado pelo teor de dióxido de carbono dissolvido e pela alcalinidade total da massa de água (Oliveira, 1995). O pH das lagoas de estabilização resulta, no entanto, do equilíbrio dinâmico afetado pela capacidade tampão do meio e pela atividade biológica do sistema (Rodrigues, 1990). A capacidade tampão do meio depende da composição da água residual a tratar, que são usualmente fracamente tamponizadas pelo equilíbrio carbonato-bicarbonato (Cromar *et al.* (1996) citado em Silva (2003)). O efeito sobre o pH de algumas reações resultantes de atividades biológicas pode ser observado na Tabela 2.5.

Tabela 2.5 – Efeito sobre o pH de algumas reações biológicas em sistemas aquáticos naturais (Goldman *et al.* citados por Rodrigues, 1990).

Processo biológico	Reação química	Efeito sobre o pH
Fotossíntese	$6 \text{ CO}_2 + 6 \text{ H}_2\text{O} \rightarrow \text{C}_6\text{H}_{12}\text{O}_6 + 6 \text{ O}_2$	Aumento
Respiração	$\text{C}_6\text{H}_{12}\text{O}_6 + 6 \text{ O}_2 \rightarrow 6 \text{ CO}_2 + 6 \text{ H}_2\text{O}$	Diminuição
Metanogénese	$\text{C}_6\text{H}_{12}\text{O}_6 + 3 \text{ CO}_2 \rightarrow 3 \text{ CH}_4 + 6 \text{ CO}_2$	Diminuição
Nitrificação	$\text{NH}_4^+ + 2 \text{ O}_2 \rightarrow \text{NO}_3^- + \text{H}_2\text{O} + 2 \text{ H}^+$	Diminuição
Desnitrificação	$5 \text{ C}_6\text{H}_{12}\text{O}_6 + 24 \text{ NO}_3^- + 24 \text{ H}^+ \rightarrow 30 \text{ CO}_2 + 12 \text{ N}_2 + 42 \text{ H}_2\text{O}$	Aumento
Oxidação dos sulfuretos	$\text{HS}^- + 2 \text{ O}_2 \rightarrow \text{SO}_4^{2-} + \text{H}^+$	Diminuição
Redução dos sulfatos	$\text{C}_6\text{H}_{12}\text{O}_6 + 3 \text{ SO}_4^{2-} + 3 \text{ H}^+ \rightarrow 6 \text{ CO}_2 + \text{HS}^- + 6 \text{ H}_2\text{O}$	Aumento

A fotossíntese e a respiração constituem os processos biológicos com maior influência sobre o pH do meio, sendo o adequado equilíbrio destes processos fundamental para o bom desempenho do tratamento (Silva, 2003). As condições desfavoráveis do pH do meio podem ter efeitos adversos sobre a fisiologia da comunidade biótica das lagoas de estabilização por provocar alterações nas relações estruturais das moléculas proteicas do protoplasma, e, também na atividade das proteínas enzimáticas, podendo inibir o crescimento das células (Oliveira, 1995). A maior parte das espécies de microalgas são favorecidas pelo pH neutro, embora algumas sejam tolerantes ao meio ácido ou alcalino. No caso das bactérias, a maior parte delas, o pH ótimo de crescimento varia entre 6,5 e 8,5, podendo, no entanto, algumas sobreviverem a valores de pH do meio superiores a 9 (Mara, 2004). Mayo e Noike (1996) referem que, em sistemas de lagunagem, o pH influencia aspetos como a produção da biomassa, a transferência de iões, a degradação de matéria orgânica e as taxas metabólicas.

Em lagoas de estabilização, o oxigénio dissolvido é fundamental para o sucesso do processo de tratamento devido à decomposição aeróbia da matéria orgânica realizada pelas bactérias. O oxigénio dissolvido requerido pelas bactérias no processo de respiração provém fundamentalmente da fotossíntese realizada pelas microalgas (Kayombo *et al.*, 2000). A concentração de oxigénio

dissolvido em lagoas de estabilização, é determinada pelo equilíbrio entre o processo fotossintético e a respiração. De acordo com Edeline (1997) citado em Silva (2003), o oxigénio produzido pode ser, teoricamente, estimado pelo equilíbrio das equações gerais de fotossíntese e da respiração. A estequiometria das reações estima um valor aproximado de 1,6 grama de O₂ por grama de microalgas que são sintetizadas. Devido à produção do oxigénio dissolvido estar dependente do processo fotossintético, a sua concentração em lagoas de estabilização apresenta uma grande variação diária e horária e é influenciada indiretamente por condições do meio como o pH, a temperatura e a radiação solar (Kayombo *et al.*, 2000).

A salinidade das lagoas de estabilização depende geralmente das características do efluente, no entanto, devido à evaporação que ocorre nas lagoas, os níveis de salinidade podem aumentar (Bui, 2012). Os organismos presentes em lagoas de estabilização toleram, geralmente, concentrações muito baixas de salinidade ou praticamente nulas, verificando efeitos adversos no metabolismo da comunidade biótica em condições diferente da salinidade ótima de crescimento. As elevadas concentrações de salinidade no tratamento biológico de águas residuais podem comprometer tanto o processo aeróbio de decomposição de matéria orgânica, como o processo anaeróbio, por inibição do processo metanogénico ou por desidratação das células bacterianas como consequência da alteração da sua capacidade osmorreguladora (Khengaoui *et al.*, 2015). Uygur e Kargı (2004) referem que elevada salinidade poderá, ainda, inibir o processo de nitrificação realizado pelas bactérias. No caso das microalgas, a elevada salinidade do meio poderá alterar o equilíbrio osmótico, afetar a bioquímica e fisiologia dos processos membranares e da síntese celular, podendo comprometer, nas lagoas de estabilização, aspetos como a disponibilidade de oxigénio dissolvido e a remoção de nutrientes por assimilação (Seckbach, 2007). O efeito de concentrações elevadas de salinidade sobre o metabolismo dos microrganismos depende essencialmente da sua halotolerância e da sua capacidade de desenvolver mecanismos de adaptação ao *stress* salino (Gonçalves, 2006). A subsecção seguinte (2.4.1), desenvolve o efeito da salinidade sobre o metabolismo de uma das microalgas mais frequentes e abundantes em lagoas de estabilização, a *Chlorella vulgaris*.

2.4.1. Efeito da salinidade sobre o crescimento da microalga *Chlorella vulgaris*

Chlorella vulgaris Beyerinck (ver Figura 2.3) é uma espécie de microalga verde, unicelular eucariótica que desenvolve-se em ecossistemas aquáticos de água doce e possui um diâmetro variável entre 2 a 10 µm (Held e Raymond, 2011; Yamamoto *et al.*, 2005). Esta microalga pertencente ao filo Chlorophyta, à classe Trebouxiophyceae, e à ordem e à família, Chlorellales e Chlorellaceae, respetivamente (Beyerinck, 1890).

Esta espécie de microalga é reconhecida pelo seu elevado potencial de depuração de águas residuais (Dinis, *et al.*, 1994; Russo, 2011). Na literatura vários autores relatam a sua utilização na depuração de águas residuais de várias origens, nomeadamente, domésticas, industriais, suinicultura

e de indústria têxtil (Ahmad *et al.*, 2013; Cai *et al.*, 2013; Bashan *et al.*, 2004; González *et al.*, 1997; Huo *et al.*, 2012; Lim *et al.*, 2010; Martínez *et al.*, 2000; Sreesai e Pakpain, 2007). A utilização da *Chlorella vulgaris* no tratamento de águas residuais está associada sobretudo ao tratamento terciário devido à sua capacidade de assimilação de grandes quantidades de compostos de azoto e de fósforo, mas também, a capacidade de adsorção de contaminantes como metais pesados (López *et al.*, 1998; Queiroz *et al.*, 2008; Volesky e Holan, 1995; Wong, *et al.*, 1997). Em lagoas de estabilização a relevância desta microalga está associada principalmente à relação simbiótica que estabelece com as bactérias, fornecendo o oxigénio necessário à decomposição aeróbia da matéria orgânica (Wang *et al.*, 2010) e assimilando dióxido de carbono e outros nutrientes provenientes do metabolismo bacteriano. É uma das espécies de microalgas mais frequentes e abundantes em lagoas de estabilização (Abdel-Raouf *et al.*, 2012; Travieso *et al.*, 2006).

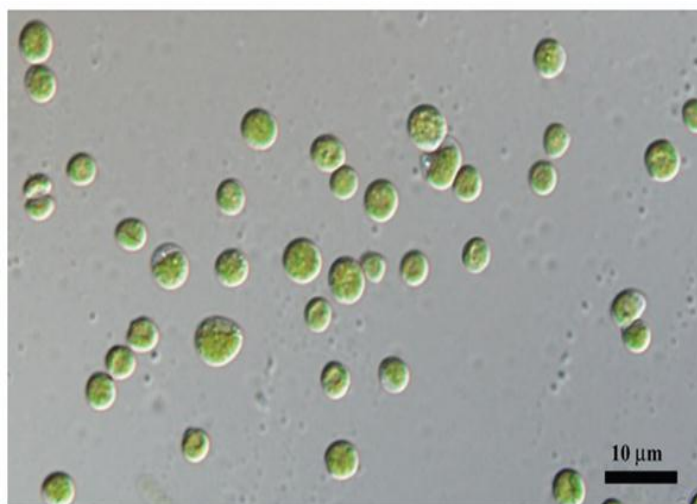


Figura 2.3 - Observação microscópica da microalga *Chlorella vulgaris* (Held e Raymond, 2011)

A utilização da *Chlorella vulgaris* em sistemas de tratamento de águas residuais é justificada pela sua elevada tolerância às condições do meio, podendo desenvolver-se em vários tipos de efluentes, em condições extremas de pH, de temperatura e de salinidade e na presença de compostos tóxicos (Sakarika e Kornaros, 2016; Seckbach, 2007). Khalil e Asker (2010) demonstraram que a síntese celular desta espécie pode ocorrer em condições de pH variáveis entre os valores de 4 e 10, embora maiores taxas de crescimento sejam observadas para valores de pH compreendidos entre 9 e 10. Sigui *et al.* (2015) referem que temperaturas superiores a 30 °C afetam negativamente o crescimento da *Chlorella vulgaris*, por inibir a atividade fotossintética.

No que refere aos efeitos das condições salinas do meio sobre o metabolismo das microalgas, Seckbach (2007) refere que elevadas concentrações salinas poderão alterar o equilíbrio osmótico, afetar a bioquímica e a fisiologia dos processos membranares, bem como a síntese celular. Alvensleben *et al.* (2013), por sua vez, referem que elevadas concentrações salinas poderão diminuir a produção de biomassa devido às elevadas necessidades de energia requeridas para restabelecer o equilíbrio osmótico. A tolerância das microalgas ao *stress* salino depende essencialmente da sua

capacidade de desenvolver mecanismos fisiológicos de adaptação que inclui a acumulação de compostos osmorreguladores orgânicos e inorgânicos (como por exemplo, prolina, glicina, bataína, sacarose, glicerol), libertação do íon Na^+ do interior da célula para restabelecer o equilíbrio osmótico e a divisão celular para armazenar energia (Alvensleben *et al.*, 2013; Pandit *et al.*, 2017; Zeng e Vonshak, 1998).

Pancha *et al.* (2015) demonstraram através de um ensaio piloto de cultivo da microalga verde e de água doce, *Scenedesmus sp.* CCNM 1077, em meio salino com concentrações de NaCl variáveis entre 2,92 e 23,38 g/L, uma alteração do mecanismo fisiológico e bioquímico da microalga. Verificaram, ainda, uma diminuição do crescimento e da produção de biomassa, acompanhada de uma alteração da bioquímica celular (proteínas, lípidos e glúcidos), com o aumento das concentrações de NaCl do meio de cultura. Uma redução dos pigmentos fotossintéticos como a clorofila *a* e *b*, e caratenóides também foi observada, o que poderá justificar a redução da síntese celular. De acordo com aqueles autores, a degradação e redução de pigmentos fotossintéticos constitui um dos mecanismos de adaptação das microalgas ao *stress* salino. Verificaram, também, uma acumulação de prolina como resposta adaptativa ao *stress* salino, variando de acordo com as concentrações de NaCl do meio de cultura. No meio de cultura com menor concentração de NaCl (2,92 g/L), a acumulação de prolina foi quase o dobro comparativamente ao branco.

Vários autores estudaram o efeito da salinidade sobre o crescimento e o metabolismo de *Chlorella vulgaris* (Abdel-Rahman *et al.*, 2005; Alyabyev *et al.*, 2011; El-sheekh, 2004; Gonçalves *et al.*, 2006; Hiremath e Mathad, 2010; Khalil e Asker, 2010; Pandit *et al.*, 2017; Fernández e Hernández, 2016). Estes estudos demonstram que elevadas salinidades do meio afeta negativamente o crescimento de *Chlorella vulgaris*, no entanto, baixas concentrações salinas poderão favorecer a síntese celular das microalgas. O principal mecanismo de adaptação ao *stress* salino da *Chlorella vulgaris*, identificado, está relacionado com a acumulação de compostos osmorreguladores orgânicos e inorgânicos.

Fernández & Hernández (2016) referem que o crescimento da *Chlorella vulgaris* é negativamente afetada pelo *stress* salino, tratando-se de uma microalga pouco halotolerante. Estes autores ao estudarem o crescimento da *Chlorella vulgaris* no período de 19 dias, em meio salino com concentrações de NaCl variáveis entre 5,84 e 23,38 g/L, verificaram uma diminuição do crescimento com o aumento da salinidade. As maiores densidades celulares foram obtidas para os meios de cultura contendo 11,69 e 17,53 g NaCl/L e foram iguais a $1,12 \times 10^7$ e $1,11 \times 10^7$ células/mL, respetivamente. A menor densidade celular do ensaio foi registada para o meio de cultura contendo maior concentração de NaCl (23,38 g/L). O teste ANOVA demonstrou que os resultados de densidade celular obtidos para os diferentes meios de cultura foram estatisticamente diferentes, o que evidencia que o crescimento da *Chlorella vulgaris* foi afetada pelas diferentes concentrações de salinidade.

Gonçalves *et al.* (2006), por sua vez, ao analisarem o efeito da salinidade sobre o crescimento de três microalgas aquáticas de água doce, em meio de cultura MBL com concentrações

de NaCl variável entre 0 e 14,3 g/L, durante um período de cultivo de 96 horas, constataram que *Chlorella vulgaris*, é mais halotolerante comparativamente a *Pseudokirchneriella subcapitata* e a *Pandorina morum*. O crescimento da *Chlorella vulgaris* foi significativamente inferior no meio de cultura de 5 g NaCl/L comparativamente ao branco e fortemente inibida pela concentração de NaCl igual a 8 g/L. No caso das microalgas *Pseudokirchneriella subcapitata* e a *Pandorina morum*, o crescimento foi reduzido nos meios de cultura com concentrações de NaCl igual a 4 e 2 g/L, respetivamente. O crescimento destas microalgas foi significativamente afetado pelas elevadas concentrações de NaCl dos meios de cultura. O teste ANOVA demonstrou que as densidades celulares obtidas para o crescimento destas microalgas são estatisticamente diferentes. De acordo com os autores, a maior halotolerância da *Chlorella vulgaris* comparativamente a *Pseudokirchneriella subcapitata* e a *Pandorina morum*, está relacionada com um mecanismo de adaptação ao stress salino mais eficiente.

Pandit *et al.* (2017) ao estudarem o efeito da salinidade sobre o metabolismo da *Chlorella vulgaris* através de um ensaio de cultivo, com duração de 15 dias, em meio de cultura BG11, com concentrações de NaCl variáveis entre 3,51 e 23,38 g/L, verificaram uma produção excessiva de espécies reativas de oxigénio (ROS) (e.g. peróxido de hidrogénio e o radical hidroxila). A produção excessiva de ROS podem ser nocivos às células, causando danos sobre proteínas, lípidos, glúcidos e DNA, inibindo o crescimento das microalgas e subsequente morte das células. De acordo com os autores, como resposta adaptativa da *Chlorella vulgaris*, verificou-se um aumento das enzimas antioxidativas, catalase (CAT) e ascorbato peroxidase (APX), com o aumento das concentrações de NaCl dos meios de cultura. Chokshi *et al.* (2015) referem que a produção destas enzimas constitui um dos mecanismos de defesa de microalgas na presença elevada de ROS. A taxa de crescimento de *Chlorella vulgaris* no meio de cultura contendo 3,51 g NaCl/L aumentou comparativamente ao branco, no entanto, nas maiores concentrações salinas estudadas (17,53 e 23,38 g/L) verificou-se menores taxas de crescimento. Assim como Pancha *et al.* (2015), ao longo do ensaio foi observada menores quantidades de pigmentos fotossintéticos (clorofila *a* e *b*, e caretenóides) da *Chlorella vulgaris* nos meios de cultura com maiores concentrações de NaCl. Verificou-se, ainda, maior síntese de glúcidos intracelulares nos meios de cultura com maiores concentrações salinas. De acordo com Gill *et al.* (2002), em condições salinas, os glúcidos desempenham um papel fundamental na manutenção do equilíbrio osmótico das células.

Abdel-Rahman *et al.* (2005), assim como Pandit *et al.* (2017), ao estudarem o efeito da salinidade sobre o crescimento de *Chlorella vulgaris* num período de 14 dias, em meio de cultura Bold's Basal contendo concentrações de NaCl variáveis entre 2,92 e 14,61 g/L, também observaram um crescimento algal significativo para baixas concentrações salinas do meio (2,92 e 5,84 g NaCl/L). Porém, o crescimento da *Chlorella vulgaris* foi negativamente afetada pelas concentrações de NaCl superiores a 11,69 g/L. Verificou-se um aumento da concentração de prolina como resposta ao stress salino, sendo maior quanto maior for a concentração de NaCl do meio de cultura. Abdel-Rahman *et al.* (2005) demonstram através deste estudo que a adição da vitamina B₂ contribui para o aumento da halotolerância da *Chlorella vulgaris* ao stress salino, verificando-se maiores taxas de crescimento com

a sua adição em meio de cultura. A vitamina B₂ favorece o metabolismo de síntese molecular de lípidos, proteínas e glicose.

El-Sheekh (2004) refere que o teor salino do meio pode afetar o processo fotossintético das microalgas por ter influência direta sobre o transporte de elétrons. O efeito de NaCl sobre a cadeia de transporte eletrônico durante o processo fotossintético de *Chlorella vulgaris*, também, foi estudado por El-Sheekh (2004). Os resultados do estudo demonstraram uma diminuição da eficiência de transporte de elétrons e de oxigênio presente no meio de cultura, com o aumento das concentrações de NaCl do meio. Para a concentração de 29,22 g NaCl/L do meio de cultura, verificou-se uma diminuição de 70% na eficiência de transporte dos elétrons e 90% de diminuição de liberação de oxigênio dissolvido no meio de cultura comparativamente ao meio de cultura branco. Estes resultados indicam que ocorre uma redução da atividade fotossintética de *Chlorella vulgaris* em condições de *stress* salino. O autor refere ainda que o *stress* salino afeta significativamente a produção de adenosina trifosfato (ATP).

3. REUTILIZAÇÃO DE ÁGUAS RESIDUAIS TRATADAS

A reutilização de águas residuais tratadas para fins múltiplos é uma prática cada vez mais adotada em várias regiões do mundo, motivada essencialmente pela escassez de recursos hídricos e pela proteção ambiental dos meios recetores de descargas poluentes (Monte e Albuquerque, 2010; Miller, 2006). Nas regiões afetadas pela escassez de água e não só, esta prática tem ganho grande importância a nível da gestão dos recursos hídricos, sendo considerada uma estratégia de gestão sustentável dos recursos hídricos, por promover a conservação da água e a redução de descargas poluentes (Monte e Albuquerque, 2010; Miller, 2006; Salgot, 2008). Este capítulo será dedicado à revisão do estado de arte da reutilização de águas residuais tratadas, onde apresenta-se uma descrição da situação da escassez de água a nível mundial; as utilizações das águas residuais tratadas e os casos de aplicação desta técnica no mundo; e a descrição da situação da reutilização de águas residuais tratadas em Cabo Verde.

3.1. Escassez dos recursos hídricos

Nas últimas décadas a escassez de recursos hídricos, tem gerado, a nível mundial, crescentes preocupações, tanto pelos impactes significativos que apresenta sobre os ecossistemas naturais e atividades antropogénicas, condicionando o desenvolvimento socioeconómico, como pela componente política dos recursos hídricos, potencialmente geradora de conflitos (Saraiva, 2010).

Por outro lado, apesar da escassez de recursos hídricos ser caracterizada pelo desequilíbrio a longo prazo entre as disponibilidades e as necessidades de água, não existe uma definição universalmente aceite para escassez, devido à variabilidade dos fatores que o determinam (Pinheiro, 1998 e Rijsberman, 2006).

Falkenmark *et al.* (1989) citados em Rijsberman (2006) definiram um dos principais conceitos de escassez reconhecidos mundialmente. Para estes autores, uma região encontra-se sob situação de escassez hídrica quando a disponibilidade de água *per capita* anual é inferior a 1000 m³/hab e sob escassez absoluta se esse valor é inferior a 500 m³/hab. Porém, existem muitas controvérsias quanto à utilização deste conceito devido às suas limitações, nomeadamente, a sua extrema generalidade (Chenoweth, 2008).

A escassez pode ser uma situação natural decorrente das condições meteorológicas da região e/ou estar relacionada com a influência humana sobre os recursos hídricos, nomeadamente com um aumento desmesurado da procura e com a diminuição da disponibilidade de recursos hídricos, ambos a longo prazo (Marecos do Monte e Albuquerque, 2010; Pinheiro, 1998).

Para Marecos do Monte e Albuquerque (2010) e Vivas (2011) as principais situações de escassez são resultantes do crescimento demográfico acelerado, da crescente urbanização e/ou do desenvolvimento socioeconómico que induzem a um permanente aumento das necessidades de água.

Atualmente, a população mundial totaliza mais de 7 mil milhões de habitantes, dos quais 50% vivem em centros urbanos (Nações Unidas, 2009). A população mundial atual triplicou comparativamente ao ano de 1950, enquanto que a procura de água aumentou o dobro da taxa de crescimento (Cardoso, 2010; Padowski e Jawitz, 2009).

No entanto, segundo vários autores (Louka, 2002 citado em Vivas, 2011; Mukheibir, 2010; Rijsberman, 2006) a maior parte das situações de escassez de água não se resumem apenas à explosão demográfica e à pressão de algumas atividades económicas (agrícola, industrial), estão muitas vezes relacionadas com a aplicação inadequada de políticas de gestão dos recursos hídricos, agrícolas, económicas e de ordenamento do território, ou até mesmo, com o uso não eficiente dos recursos e a degradação da qualidade de águas naturais, afetando as disponibilidades de recursos hídricos.

De facto, até poucas décadas atrás a água era considerada um recurso inesgotável devido à continuidade do ciclo hidrológico (Vivas, 2011). Contudo, ações antropogénicas têm criado grandes alterações neste ciclo, quer a nível quantitativo quer a nível qualitativo, impossibilitando a renovação deste recurso.

Na realidade e como se pode constatar da análise da Figura 3.1, tendo o ano de 1950 como referência, a disponibilidade de água *per capita* tem diminuído ao longo de décadas e a tendência é continuar a decrescer, particularmente nos países em desenvolvimento com clima árido.

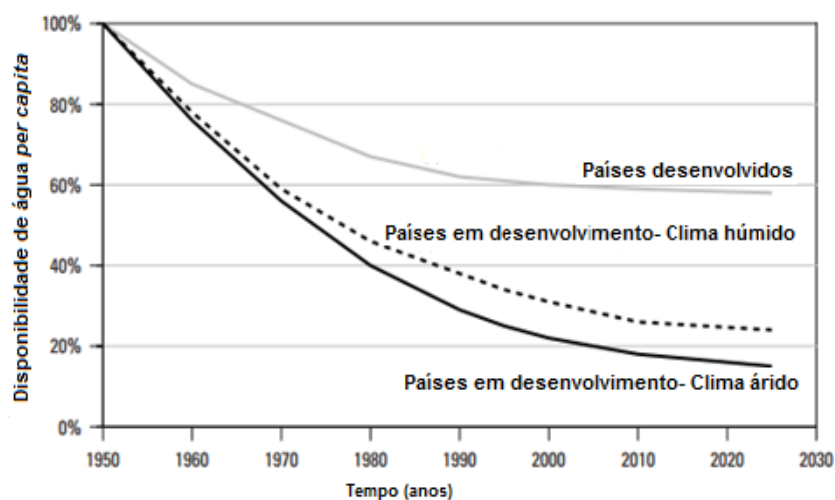


Figura 3.1- Evolução da disponibilidade de água *per capita* a nível mundial, tendo como referência o ano de 1950 (Pitman, 2002).

Na literatura há um consenso cada vez maior por parte de vários autores sobre a crescente escassez de água do planeta a nível global (Rijsberman, 2006; Turton e Ohlsson, 1997; UNDP, 2006). Segundo um estudo realizado pela IWMI (2007), um em cada três pessoas no mundo vive em

situação de escassez de água. Atualmente quase 1/5 da população mundial, vive em regiões afetadas pela escassez física (ver Figura 3.2).

A escassez económica de recursos hídricos, caracterizada pela reduzida ou fraca capacidade institucional e infra-estrutural de mobilização e de regulação dos recursos hídricos, afeta 1,6 mil milhões de pessoas no mundo (IWMI, 2007; Vivas, 2011). Os países em desenvolvimento são os mais afetados por este tipo de escassez, um em cada cinco pessoas nestes países não têm acesso a água em qualidade e quantidade suficiente (20 L/hab.dia), enquanto o consumo *per capita* dos Estados Unidos e da Europa varia entre 200 a 600 L/hab.dia (IWMI, 2007; UN-Water e FAO, 2007).

O Médio Oriente e a África Subsaariana são as regiões do mundo com maior número de países afetados pela escassez (Figura 3.2), quase 1/4 da população da África Subsaariana vive em países sob condições de escassez de água (IWMI, 2007; Mukheibir, 2010; UN-Water e FAO, 2007; UNDP, 2006).

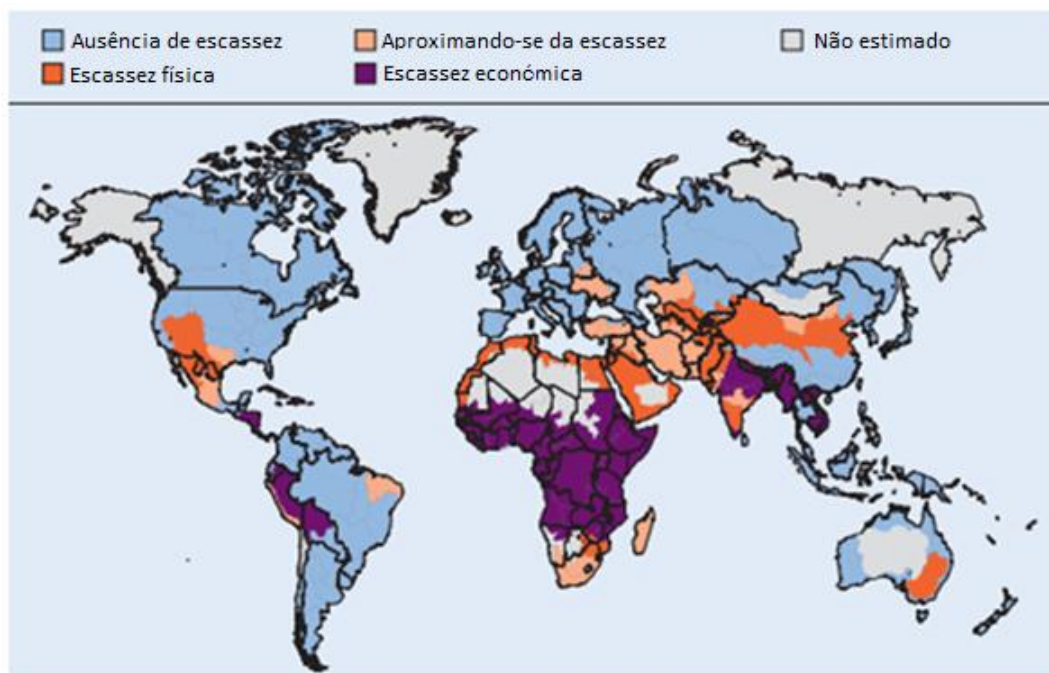


Figura 3.2 - Situação global da escassez de recursos hídricos: Ausência de escassez - menos de 25% dos recursos hídricos disponíveis captado; Escassez física - mais de 75% recursos hídricos disponíveis captado; Aproximando-se da escassez - mais de 60% recursos hídricos disponíveis captado; Escassez económica - reduzida ou fraca capacidade institucional e infraestrutural de mobilização dos recursos hídricos (adaptado de IWMI, 2007).

Cabo Verde é um dos países da África Subsaariana afetada pela escassez física dos recursos hídricos. Analisando a situação atual da escassez do país, com base no indicador de Falkenmark, segundo dados da *Food and Agriculture Organization* (FAO), Cabo Verde, estará abaixo do limiar de escassez de recursos hídricos, com uma disponibilidade de água *per capita* anual inferior a 576,4 m³/hab.ano.

O problema de escassez de água no arquipélago converge tendencialmente para uma situação de escassez absoluta de recursos hídricos, como se verifica pela análise dos dados da Tabela 3.1. Porém, é importante salientar de que se trata de uma avaliação a nível nacional, a situação de escassez em termos de bacias hidrográficas poderá ser muito mais alarmante, considerando que existe uma variabilidade climática entre as ilhas que constituem o arquipélago.

É possível verificar pela análise dos dados da Tabela 3.1. um decréscimo progressivo da disponibilidade de água por habitantes ao longo dos anos. A sobre-exploração e a gradual contaminação das águas subterrâneas, as secas prolongadas, o incipiente aproveitamento das águas superficiais, e a aplicação de políticas inadequadas de gestão dos recursos hídricos, são alguns dos problemas que se levantam no domínio de recursos hídricos de Cabo Verde, que aliados ao crescimento demográfico e urbano, e ao aumento da procura de água associada ao desenvolvimento económico, estão na origem da crescente escassez de água do país (Gominho, 2010; Pina, 2009; Ventura e Mascarenhas, 2009).

Tabela 3.1- Evolução das disponibilidades dos recursos hídricos *per capita* de Cabo Verde nas últimas três décadas (FAO - AQUASTAT).

Ano	Disponibilidade de água <i>per capita</i> (m ³ /hab.ano)
1992	836,8
1997	732,1
2002	658,8
2007	623,3
2012	598,9
2014	576,4

No futuro é espectável que a escassez global do planeta se intensifique em consequência do crescimento populacional e das alterações climáticas que irão agravar a situação da escassez, tanto pela alteração espacial e temporal das precipitações, como pela severidade e frequência da ocorrência de secas (Rijsberman, 2006; Vivas, 2011).

De acordo com Seckler *et al.* (1998) estima-se que em 2025, 25% da população mundial viverá em regiões de escassez de recursos hídricos, das quais 33% serão oriundas de países em desenvolvimento. A escassez agravará particularmente em países áridos e em regiões onde exista elevada densidade populacional (Padowski e Jawitz, 2009; UNDP, 2006).

As consequências negativas que podem advir da crescente escassez de água podem ser muito significativas, principalmente no que respeita a questões socioeconómicas (saúde pública, a disponibilidade de alimentos, pobreza), ambientais e da conservação da natureza, evidenciando a necessidade de uma gestão sustentável dos recursos hídricos.

Neste contexto, tem sido adotado, a nível mundial, diferentes estratégias de desenvolvimento de recursos hídricos que visam assegurar a satisfação das necessidades de água, nomeadamente a construção de grandes barragens, a dessalinização da água do mar e a recarga de aquíferos. Porém, estas estratégias têm-se revelado insuficientes para assegurar a sustentabilidade da gestão dos recursos hídricos, tornando-se necessária a concomitante adoção de estratégias que permitam a conservação dos recursos hídricos, como a implementação de medidas de uso mais eficientes dos recursos e a reutilização de águas residuais tratadas (Marecos do Monte e Albuquerque, 2010).

3.2. Reutilização de águas residuais tratadas como estratégia de gestão dos recursos hídricos

Em consequência da crescente escassez de água, a nível mundial, uma nova visão do planeamento e da gestão dos recursos hídricos, baseado no princípio da sustentabilidade, tem emergido nas últimas décadas (Asano *et al.*, 2007). A aplicação do princípio da sustentabilidade na gestão dos recursos hídricos traduz-se como a otimização dos benefícios que advém da utilização da água no presente sem pôr em risco a possibilidade das gerações vindouras usufruírem desses mesmos benefícios, garantindo a integridade do ciclo hidrológico ou dos sistemas ecológicos que dele dependem (ASCE, 1998).

A integração da reutilização de águas residuais tratadas no planeamento e gestão dos recursos hídricos emerge como um paradigma da sustentabilidade, na medida que promove o aumento da disponibilidade de água para a satisfação das necessidades presentes e futuras e a redução de descargas poluentes em meios recetores, protegendo os ecossistemas (Asano, 2002b; Asano *et al.*, 2007; Marecos do Monte e Albuquerque, 2010; Salgot, 2008).

Em muitas regiões do mundo, principalmente nos países em desenvolvimento, as águas residuais não tratadas têm sido tradicionalmente utilizadas como fonte de recursos hídricos. Trata-se, no entanto, de uma prática com elevados riscos para a saúde pública e para o ambiente, que deve ser evitada. A reutilização de águas residuais como estratégia de gestão integrada dos recursos hídricos refere-se a uma reutilização planeada do efluente que é tratado e utilizado para uma determinada finalidade que represente benefícios socioeconómicos (Marecos do Monte e Albuquerque, 2010).

Na bibliografia são referidos inúmeros benefícios que podem advir da reutilização de águas residuais tratadas, tanto a nível económico e social, como ambiental. Para Asano e Bahri (2011) em muitas regiões do mundo, particularmente naquelas em que as fontes convencionais de água estão sob pressão, esta estratégia de gestão de recursos hídricos é uma alternativa atraente para a conservação e aumento da oferta de água, visto que: as águas residuais constituem uma origem de água segura em termos quantitativos; a reutilização pode ser aplicada para usos da água que requerem um menor padrão de qualidade, o que aumenta a disponibilidade de água para usos mais nobres como o abastecimento público; promove a sustentabilidade da gestão dos recursos hídricos;

protege os ecossistemas na medida que reduz as descargas poluentes; reduz os custos associados a outras fontes de água, como as grandes barragens ou as situações em que as captações encontram-se geograficamente distantes das redes de abastecimento.

A prática da reutilização de águas residuais tratadas tem emergido nos últimos anos, de forma enfática, como estratégia de combate à escassez dos recursos hídricos em muitas regiões do mundo. Os avanços tecnológicos verificados nas últimas décadas, que permitem tratar as águas residuais até elevados níveis de qualidade, e um melhor conhecimento dos riscos sanitários e ambientais potencialmente envolvidos em processos de reutilização das águas residuais, são alguns dos fatores que contribuíram para a viabilização desta prática (Asano, 2002b; Salgot, 2008).

No entanto, a prática da reutilização de águas residuais tratadas não deve basear-se apenas no conhecimento científico e tecnológico do tratamento das águas residuais, mas também num adequado enquadramento institucional e regulamentar, bem como na aceitação pública desta estratégia de gestão dos recursos hídricos (Marecos do Monte e Albuquerque, 2010).

A origem e as características das águas residuais, aliado ao carácter inovador dos projetos de reutilização, justificam a relutância na aceitação pública desta prática, assumindo assim uma importância decisiva e o principal obstáculo à sua implementação (Miller, 2006). Atualmente tem-se verificado um aumento da aceitação pública dos projetos de reutilização, mas ao nível de usos não potáveis que requerem menor contacto com a água residual, uma vez que as utilizações potáveis continuam a gerar alguma controvérsia (Asano *et al.*, 2007; Friedler, *et al.*, 2006; Miller, 2006; OMS, 2006). O desenvolvimento de uma estratégia de comunicação com o público que permita o seu envolvimento no projeto é o caminho a seguir para alcançar a desejada aceitação pública (Monte e Albuquerque, 2010).

No que concerne ao quadro legal, o adequado enquadramento institucional e regulamentar da reutilização de águas residuais tratadas como estratégia de gestão dos recursos hídricos, constitui uma pedra angular para o correto planeamento e implementação desta prática. De acordo com o Guia de Reutilização de Águas Residuais (Monte e Albuquerque 2010), a regulamentação dos projetos de reutilização pode incidir sobre diversos aspetos, designadamente, a viabilidade técnica e económica, as características de qualidade das águas residuais tratadas de acordo com o uso, a fiabilidade técnica, os requisitos de equipamentos, e as disposições construtivas.

Porém, devido aos riscos ambientais e de saúde pública decorrentes das características químicas e microbiológicas das águas residuais, a regulamentação dos requisitos de qualidade do efluente a reutilizar possui uma importância específica (AQUAREC, 2006). A proteção ambiental e a saúde pública constituem um dos principais aspetos a considerar no processo de planeamento e implementação da reutilização de águas residuais tratadas.

A definição dos critérios de qualidade para a reutilização constituiu um marco importante para o desenvolvimento da prática da reutilização de águas residuais tratadas, a nível mundial. No contexto internacional, é possível distinguir dois conceituados documentos que definem um quadro de

referência para os critérios de qualidade de reutilização de águas residuais tratadas. Num extremo, as diretrizes da *Environmental Protection Agency* dos Estados Unidos da América (US.EPA, 2012) que requerem altos níveis de qualidade e uma filosofia de risco nulo, e no outro, as diretrizes da Organização Mundial da Saúde (OMS) (WHO, 2006) para rega agrícola e aquacultura, criada em 1973, revista em 1989 e em 2006, que estabelecem requisitos mínimos de qualidade, de modo a possibilitar a sua aplicação em países economicamente desfavorecidos (Alves, 2008).

Uma das maiores dificuldades na implementação dos projetos de reutilização de águas residuais tratadas reside no seu custo. Os projetos de reutilização requerem custos de investimento avultados na construção de infraestruturas adequadas ao tratamento, transporte e distribuição das águas residuais, por este motivo é de extrema importância a avaliação da sua viabilidade económica e financeira (Asano *et al.*, 2007; Bixio *et al.*, 2008; Marecos do Monte e Albuquerque, 2010).

As águas residuais tratadas podem ser utilizadas em diversos usos. O guia de reutilização de águas residuais tratadas da OMS (WHO, 2006) releva os benefícios socioeconómicos e ambientais que podem advir da reutilização, nomeadamente a erradicação da pobreza no seio das famílias, aumento da disponibilidade e segurança alimentar e a proteção ambiental, considerando como principais utilizações das águas residuais, a rega agrícola e a aquacultura.

Asano *et al.* (2007), por sua vez, agruparam as principais aplicações das águas residuais tratadas em sete categorias, nomeadamente, rega agrícola, rega paisagística, reutilização industrial, recarga de aquíferos, usos ambientais e recreativos, usos urbanos não potáveis e como reforço de origem de água bruta para produção de água potável.

De acordo com Asano *et al.* (2007) e US.EPA (2006), a utilização de águas residuais tratadas é aplicada maioritariamente na rega agrícola, que constitui o setor onde se observa maior procura de água, tanto nos países desenvolvidos, como nos países em desenvolvimento, representando 80 % dos recursos hídricos utilizados a nível global. Em vários países áridos e semiáridos, como por exemplo, Israel, Jordânia e Tunísia, as águas residuais tratadas representam a maior percentagem dos recursos hídricos utilizados na rega agrícola.

Os usos potáveis, não obstante ao crescente aumento da reutilização potável indireta verificada nas últimas décadas, particularmente nos países industrializados, representam a menor percentagem de aplicação das águas residuais tratadas no mundo (US.EPA, 2004). Os riscos de saúde pública, derivados das características químicas e microbiológicas das águas residuais, a aceitação pública, e os custos associados aos processos de tratamento, são as principais condicionantes desta aplicação.

É relevante mencionar, no entanto, que a implementação da reutilização e as potenciais aplicações variam muito de região para região. Para além dos condicionantes específicos de cada uso da água residual tratada, a implementação de projetos de reutilização também é condicionada por fatores específicos de uma dada região, nomeadamente os recursos económicos, a aceitação pública, as condições climáticas e ambientais, a pressão da procura de água e a disponibilidade de outras origens alternativas de água, como a dessalinização (US.EPA, 2012).

Segundo Bixio *et al.* (2008) conhece-se mais de 3300 casos de projetos de reutilização de águas residuais tratadas no mundo, implementadas principalmente em países desenvolvidos, como Japão, EUA (Califórnia, Texas, Florida e Arizona), e Austrália (ver Figura 3.3). Da análise da Figura 3.3 verifica-se que o maior campo de aplicação da reutilização desses países, com a exceção da Austrália, são os usos urbanos não potáveis. A prática de reutilização para fins urbanos tem aumentado de forma enfática, nas últimas décadas, particularmente nos grandes centros urbanos e regiões turísticas.

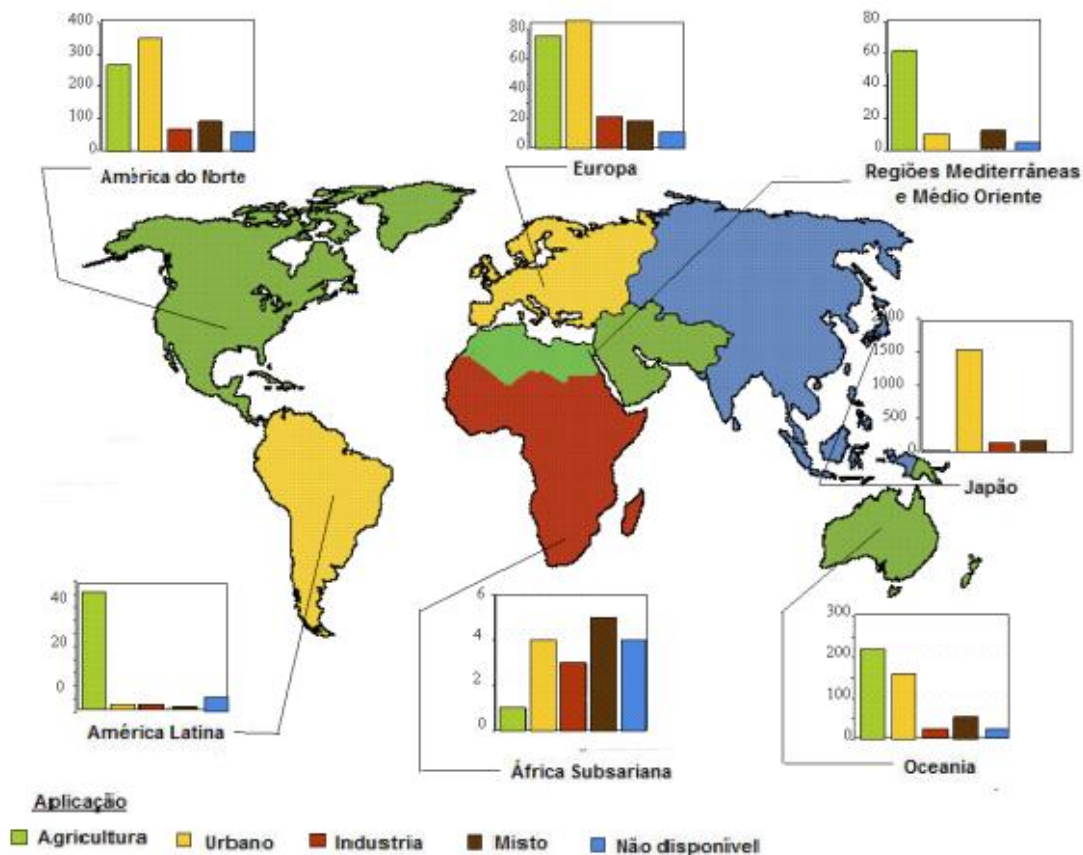


Figura 3.3 – Aplicação da reutilização de águas residuais tratadas em diferentes regiões do mundo (adaptado de Bixio *et al.*, 2005).

No continente europeu a prática da reutilização de águas residuais tratadas é aplicada para rega paisagística, na indústria, recarga de aquíferos, usos urbanos potáveis indiretos e predominantemente para usos urbanos não potáveis e rega agrícola (US.EPA, 2004). São conhecidos atualmente mais de 200 projetos de reutilização de águas residuais tratadas, implementadas principalmente no sul da Europa (Grécia, Espanha, França, Chipre e Malta) (Bixio *et al.*, 2006; Marecos do Monte, 2007). Em Portugal a reutilização de águas residuais tratadas ainda

constitui uma prática relativamente incipiente, apesar do crescente interesse, particularmente nas regiões do Algarve e do Oeste, para o seu uso na rega de campos de golfe, na rega agrícola e de espaços verde (Marecos do Monte, 2007). Em Lisboa, atualmente, as águas residuais tratadas são reutilizadas para climatização de espaços comerciais, limpeza de ruas, regas de jardins e espaços de lazer (E-Nova Lisboa, *et al.* 2014).

De acordo com a Figura 3.3, no Médio Oriente, na América do Sul e na Austrália as águas residuais são utilizadas maioritariamente para fins agrícolas. A Jordânia, Kuwait e os Emirados Árabes Unidos são exemplos de países do Médio Oriente, onde a reutilização de águas residuais tratadas para usos agrícolas é intensivamente praticada. Na Austrália os projetos de reutilização para a rega agrícola são implementados em larga escala (Marecos do Monte e Albuquerque, 2010).

Nos países da África Subsariana a maior parte dos projetos de reutilização são implementados para fins múltiplos, embora verifique-se um crescente desenvolvimento da reutilização de águas residuais tratadas para usos industriais e urbanos, como consequência do aumento da industrialização e do crescimento urbano desses países. Nesta região destaque-se pelo sucesso, o projeto pioneiro de reutilização de águas residuais tratadas para usos potáveis direto da cidade de Windhoek, Namíbia, em funcionamento desde 1968 (Lahnsteiner e Lempert, 2007).

A nível mundial para além do caso de Windhoek (Namíbia) pode destacar-se vários outros casos de sucesso de projetos de reutilização de águas residuais tratadas (Urkiaga *et al.*, 2006), nomeadamente: o projeto de reutilização *Orange County* (Califórnia, EUA) para diversos fins, como recarga de aquíferos e rega agrícola; o projeto *Dan Region* (Israel) com reutilização para rega agrícola; e o projeto australiano, *Queensland Water Recycling Strategy* (US.EPA, 2001).

3.3. Reutilização de águas residuais tratadas em Cabo Verde

Em Cabo Verde, a reutilização de águas residuais tratadas é uma estratégia de conservação dos recursos hídricos que se revela necessária atualmente, em face da crescente escassez de água do país (INGRH, 2003).

O Governo de Cabo Verde em resposta à gravidade dos atuais problemas que se levantam no domínio dos recursos hídricos e ao agravamento da escassez que se perspetiva, tem apostado no desenvolvimento de fontes alternativas de água para fazer face às crescentes necessidades e evitar que a carência de água possa constituir um obstáculo ao desenvolvimento socioeconómico do país.

São exemplos de alguns investimentos, a construção de barragens para fins agrícolas em várias bacias hidrográficas do país e os projetos de aumento da capacidade de produção das estações de dessalinização. Na ilha de São Vicente, segundo a ELECTRA (Empresa de Eletricidade e Água, SARL), a empresa responsável pela produção e distribuição de água potável da ilha, encontra-se em curso um projeto de expansão da estação dessalinização com a instalação de uma nova unidade de osmose inversa com capacidade de produção de 10 000 m³/dia.

Estes projetos têm contribuído para o aumento da disponibilidade de água e consequentemente para a melhoria das condições de vida da população. No entanto, essas medidas têm-se revelado insuficientes para garantir a sustentabilidade da gestão dos recursos hídricos do país.

A mobilização de recursos hídricos do arquipélago não poderá mais assentar apenas na exploração de águas subterrâneas, na dessalinização da água do mar e no incipiente aproveitamento das águas superficiais. Para alcançar uma gestão sustentável dos recursos hídricos do país e fazer face à crescente procura, torna-se necessário promover o uso eficiente dos recursos hídricos e desenvolver novas fontes alternativas de água capazes de garantir a conservação destes recursos, como a reutilização de águas residuais tratadas.

Para Asano & Bahri (2011), nos países em desenvolvimento, particularmente em regiões áridas, a reutilização de águas residuais tratadas pode ser uma pedra angular para uma gestão sustentável dos recursos hídricos.

O Governo de Cabo Verde considera a reutilização de águas residuais tratadas uma componente estratégica de combate à escassez de recursos hídricos do país. A reutilização é apontada como eixo estratégico de desenvolvimento de recursos hídricos e proteção ambiental por vários planos que definem políticas públicas do país, nomeadamente o Plano de Ação de Gestão Integrada de Recursos Hídricos (PAGIRH II), o Plano Nacional de Saneamento Básico (2010) e o Plano de Ação Nacional para o Ambiente 2004-2014 (PANA).

No entanto, a reutilização constitui ainda uma prática incipiente no arquipélago, esta situação é motivada por fatores de diversas índoles, onde se destaca com relevância a insuficiência de infraestruturas de saneamento.

Segundo o Plano Nacional de Saneamento Básico (2010) de Cabo Verde, a implementação de projetos de reutilização a curto prazo constitui um desafio, uma vez que a taxa de cobertura da rede de drenagem de águas residuais é em muitos municípios muito baixa. A fossa séptica continua a ser uma das infraestruturas de saneamento mais usadas no país, principalmente no meio rural (Figura 3.4).

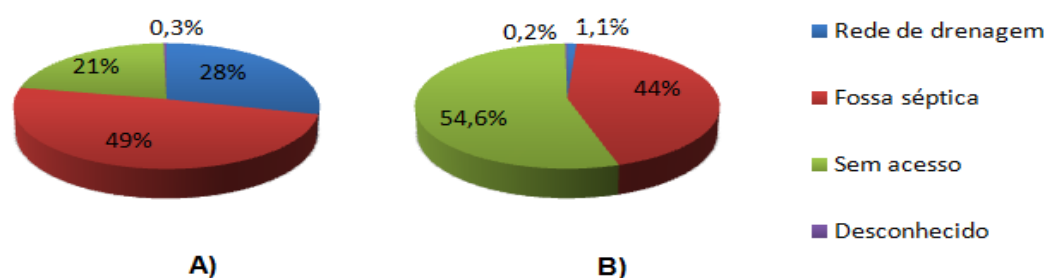


Figura 3.4 – Distribuição dos serviços de saneamento básico de Cabo Verde por habitante, elaborado com base nos dados do Instituto Nacional de Estatísticas de Cabo Verde, Censo 2010: A – meio urbano; B – meio rural.

A inexistência de sistemas de tratamento de águas residuais na maior parte dos municípios do país e o funcionamento deficiente dos sistemas existentes constitui também uma limitação à implementação de projetos de reutilização em Cabo Verde. De acordo com dados do Plano Nacional

de Saneamento Básico de Cabo Verde (CPE, 2010) existe atualmente no país apenas oito municípios que dispõem de ETAR em funcionamento, no universo de 22 municípios. Somente 30% das águas residuais produzidas no país são tratadas (INGRH, 2010).

A situação atual de saneamento básico do país é no mínimo preocupante, não só do ponto de vista da limitação à reutilização de águas residuais tratadas, mas principalmente pelos riscos à saúde pública e ao ambiente que podem advir dessa situação. Neste âmbito o governo de Cabo Verde propôs-se atingir a meta de reduzir para metade a população sem acesso a saneamento até 2015, tendo como referência o ano de 1990 (7º Objetivo de Desenvolvimento do Milénio) e de criar condições infraestruturais de tratar e reutilizar 50% das águas residuais produzidas no país até 2020 (CPE, 2010). A meta para reduzir para metade a população sem acesso a saneamento até 2015, infelizmente, não foi atingida.

O primeiro projeto de reutilização de águas residuais tratadas de Cabo Verde foi implementado no ano de 2005 na ilha de São Vicente, com aplicação na rega agrícola de um perímetro de rega com 22,2 ha de área cultivável e um caudal de irrigação variável entre 1400 m³/dia e 1800 m³/dia (Gonçalves, 2008).

Atualmente, com base nos dados da Tabela 3.2, estima-se que é reutilizado no país 807500 m³/ano de águas residuais tratadas, que corresponde a aproximadamente 65% do volume anual da água residual que é tratada no país. De acordo com dados do INGRH (2010), esse valor representa apenas 0,44% do volume de recursos hídricos que é mobilizado anualmente em Cabo Verde.

A rega agrícola é o grande domínio de aplicação da reutilização de águas residuais tratadas em Cabo Verde, o que seria de esperar devido ao regime pluviométrico do arquipélago e ao elevado consumo de água requerido por este setor de atividade, que representa 78% das utilizações de água do país (INGRH, 2000).

Tabela 3.2 - ETAR e projetos de reutilização de águas residuais tratadas existentes em Cabo Verde (aplicações e caudais reutilizados).

Municípios	Nível de Tratamento	Caudal Tratado		Caudal Reutilizado		Aplicação
		(m ³ /ano)	%	(m ³ /ano)	%	
Boa Vista ⁽¹⁾	Secundário	SI ⁽⁶⁾	SI	0	0	---
Praia ⁽²⁾	Terciário	335 401	27,35	0	0	---
Sal ⁽²⁾	Terciário	220 000	17,94	150 000	18,58	Rega paisagística Construção civil
São Miguel ⁽¹⁾	Secundário	SI	SI	0	0	---
Santa Catarina ⁽¹⁾	Secundário	SI	SI	0	0	---
Santa Cruz ⁽⁴⁾	Secundário	36 500	2,98	36 500	4,52	Rega agrícola Rega paisagística
S. Vicente ⁽⁵⁾	Terciário	621 000	50,64	621 000	76,90	Rega agrícola Rega paisagística
Tarrafal de Santiago ⁽⁴⁾	Terciário	13 505	1,10	0	0	---
Total		1 226 406	100	807 500	100	---

(1) Electra (2010)

(2) ANAS (2017b)

(3) Águas de Ponta Preta (2009)

(4) Varela (2011)

(5) INGRH (2009)

(6) S/I- Sem informação

Embora em menor escala, a reutilização de águas residuais também é aplicada para rega paisagística e em construção civil. As aplicações de reutilização de águas residuais tratadas de cada município do país podem ser observadas na Tabela 3.2. A reutilização para rega paisagística é referente à rega de espaços verdes municipais, no caso dos municípios de Santa Cruz e de São Vicente, e privados na ilha do Sal (Gonçalves, 2008; Varela, 2011).

O Projeto de Reutilização de Águas Residuais para Irrigação (PARI) da ilha de São Vicente continua a ser o principal caso de reutilização de águas residuais em Cabo Verde, representando 76,9 % do volume anual de água residual tratada que é atualmente reutilizada no arquipélago, o que corresponde a um volume de 621000 m³/ano. Para Gonçalves (2008) este projeto tem um papel de enorme importância no desenvolvimento da comunidade mindelense, contribuindo para o desenvolvimento da economia local, beneficiando os agricultores associados ao projeto e a população em geral, que usufruem de uma diversidade e disponibilidade de produtos locais. Porém, a mesma autora refere que a insustentabilidade económica do projeto compromete a existência de um mecanismo de controlo de qualidade do efluente reutilizado, justificada pela sistemática falta de

reagentes e equipamentos laboratoriais, que poderá gerar possível contaminação dos solos e das culturas, com possíveis repercussões negativas na saúde pública e na fertilidade dos solos, a longo prazo. Os custos de implementação e de exploração de projetos de reutilização constituem um dos principais desafios ao desenvolvimento desta prática no contexto económico de Cabo Verde.

Nos municípios da Praia, Tarrafal e Santa Cruz, todos pertencentes à ilha de Santiago (ilha que agrega mais da metade da população do país) são tratados anualmente 385 406 m³ de água residual, o que corresponde a 31,43% do volume anual de efluente tratado no arquipélago (INE, 2013). No entanto, apenas 9,47% desse volume é reutilizado, Santa Cruz é o único município da ilha onde se pratica a reutilização.

Nos municípios da Praia e do Tarrafal a incompleta rede de drenagem para a qual as respetivas ETAR foram dimensionadas tem causado problemas operacionais derivados do sobredimensionamento, o que tem afetado a eficiência do processo de tratamento, gerando efluentes com qualidade inadequada para a reutilização (CPE, 2010; Varela, 2011). No município da Praia, que gera um volume de águas residuais tratadas significativo comparativamente aos restantes municípios, dever-se-ia analisar as potencialidades da reutilização do efluente produzido, em aplicações que requerem menor qualidade de água.

Segundo Varela (2011) o volume de água residual tratado reutilizado na ilha de Santiago é muito pequeno comparativamente às necessidades anuais de água estimadas para rega das principais culturas da ilha (bananeira e cana-de-açúcar), satisfazendo apenas 0,37% destas necessidades.

Analisando a situação de reutilização de águas residuais tratadas da ilha de Santiago a nível nacional, constata-se que o volume reutilizado anualmente corresponde apenas a 4,52% das águas residuais utilizadas no país. Por sua vez, na ilha do Sal, onde as necessidades de água são muito inferiores comparativamente à ilha de Santiago, o volume reutilizado representa 18,58% do volume de água residual tratada no arquipélago.

As previsões relativas às alterações climáticas configuram um cenário de agravamento da situação de escassez do arquipélago de Cabo Verde, a reutilização de águas residuais tratadas constituirá no futuro um imperativo, nomeadamente para a rega agrícola. No entanto, para o desenvolvimento da reutilização de águas residuais tratadas, como componente estratégica de gestão integrada de recursos hídricos será necessário sobretudo criar potencialidades a nível de oferta de águas residuais tratadas, onde será necessário garantir pressupostos como a melhoria das condições de abastecimento de água, do sistema de drenagem e tratamento de águas residuais (Varela, 2011).

Para atingir o objetivo do Governo, de reutilizar em 2020, 50% das águas residuais geradas no país, será necessário não só criar condições infraestruturais, mas também proporcionar um adequado enquadramento institucional e normativo da reutilização de águas residuais tratadas.

A Agência Nacional de Água e Saneamento de Cabo Verde, chama a atenção exatamente para a necessidade de uma adaptação do quadro normativo e institucional da gestão de recursos hídricos de Cabo Verde, de modo a proporcionar o desenvolvimento sustentado da reutilização de águas

residuais tratadas e a sua aceitação pública. É necessário desenvolver normas claras e fiáveis adaptadas para se ajustarem à realidade do país, aos riscos para a saúde pública e à capacidade económica do país, já que os regulamentos influenciam de forma significativa a escolha das tecnologias e, consequentemente, os custos dos projetos de reutilização.

Na ilha de São Vicente, as limitações do PARI e as consequências negativas que podem resultar dessas limitações, suscitam repensar a reutilização das águas residuais tratadas da ETAR da Ribeira de Vinha, e dada a enorme escassez de água da ilha, investigar a viabilidade de reutilização para usos mais nobres, como por exemplo, para o reforço de origem de água bruta para produção de água para o consumo humano.

4. REUTILIZAÇÃO DE ÁGUAS RESIDUAIS TRATADAS PARA USOS POTÁVEIS

A reutilização de águas residuais tratadas para usos potáveis constitui uma prática inovadora que pode ocorrer por dois tipos de processo, por reutilização direta ou por reutilização indireta. Nesta dissertação será abordada a temática da reutilização de águas residuais tratadas direta para usos potáveis.

Num passado recente, várias instituições, como a *National Research Council* (1998) dos Estados Unidos da América e a US.EPA (2004) consideraram a reutilização de águas residuais tratadas direta para fins potáveis, uma prática inviável para o desenvolvimento de recursos hídricos, devido, em parte, às restrições económicas e técnicas que podem pôr em risco a saúde pública, mas também, devido à relutância da aceitação pública.

Na última década, motivado essencialmente pela sobre-exploração das fontes convencionais de água e pelos avanços tecnológicos no âmbito do tratamento e monitorização das águas residuais que permitem tratar o efluente até um nível suscetível de cumprir todos os requisitos de qualidade da água para o consumo humano e garantir a fiabilidade do sistema de tratamento, tem surgido um crescente interesse pela reutilização direta para usos potáveis, traduzida na realização de diversos *workshops* e estudos científicos que visam alicerçar em moldes sustentáveis o desenvolvimento desta prática.

O contributo científico e tecnológico de estudos recentes (Crook, *et al.*, 2013; Crook, 2010; Khan, 2013; Leverenz, *et al.*, 2011; Schroeder, *et al.*, 2012; Tchobanoglous, *et al.*, 2011) suscitou uma mudança de atitude relativamente à implementação de projetos de reutilização potável direta. Atualmente, instituições como a US.EPA (2012), que no passado desaconselhava a aplicação desta prática, considera que a reutilização direta para usos potáveis, pode ser uma alternativa técnica, económica e ambientalmente viável em muitas regiões do mundo.

A reutilização potável direta pode ser uma prática vantajosa, particularmente nas regiões onde a escassez de água é extrema, em situações em que os custos de exploração dos sistemas de abastecimento público são elevados (como por exemplo, quando as captações se encontram geograficamente distantes das redes de abastecimento), e/ou causam impactes ambientais negativos (Leverenz, *et al.*, 2011; US.EPA, 2012). Na Califórnia (USA), por exemplo, os estudos de Leverenz *et al.* (2011) demonstraram que a reutilização potável direta requerer menor consumo de energia comparativamente à dessalinização da água do mar, e consequentemente menores custos de exploração e menores impactes ambientais.

Um outro fator importante que favorece a implementação da reutilização potável direta, é o fato de não existir custos associados às novas infraestruturas de distribuição, como ocorre nos projetos de reutilização não potável, visto que a água é injetada diretamente no sistema de abastecimento público (Leverenz *et al.*, 2011).

Os benefícios da reutilização potável direta, aliada a fatores como a sobre-exploração das fontes convencionais de água e a escassez que se perspectiva para o futuro devido às alterações climáticas, tornaram esta prática uma estratégia de gestão dos recursos hídricos particularmente atrativa, tanto do ponto de vista económico, como ambiental, tratando-se, atualmente, de uma prática emergente.

São conhecidos, atualmente, a nível mundial, seis projetos de reutilização potável direta, implementadas nas cidades de Windhoek (Namíbia), Cloudcroft (New México, USA), Big Spring e Wichita Falls (Texas, USA) Beaufort West e Malaheni (República da África do Sul) (Khan, 2013; US.EPA, 2012).

Por outro lado, sérios desafios ainda se colocam à implementação da reutilização potável direta, relacionadas principalmente com questões técnicas, de aceitação pública, regulamentares e os riscos para a saúde pública. Todos estes aspetos exigem uma análise criteriosa na conceção de projetos de reutilização potável direta.

Neste capítulo apresenta-se uma revisão do estado de conhecimento da reutilização de águas residuais tratadas para usos potáveis, neste sentido procurou-se: definir a reutilização das águas residuais tratadas para usos potáveis e os seus fundamentos; estudar os aspetos a considerar num projeto de reutilização potável direta, nomeadamente, os riscos para a saúde pública e para o ambiente decorrentes dos constituintes das águas residuais, os critérios de qualidade de reutilização potável direta, as tecnologias de tratamento e a aceitação pública; e por último, descrever os casos reais de reutilização potável direta consideradas mais relevantes a nível mundial.

4.1. Definição e fundamentos da reutilização potável direta

No contexto do tema deste trabalho de investigação, importa clarificar o conceito da reutilização potável direta. Vários autores definiram a reutilização direta de águas residuais para usos potáveis, no entanto, nem sempre estes conceitos coincidem (*Asano et al.*, 2007; *Khan*, 2013; *National Council Research*, 1998; *Tchobanoglous et al.*, 2011; US.EPA, 2012).

Um dos primeiros conceitos de reutilização potável direta foi introduzido pelo Comité de Reutilização Potável da Califórnia (USA) em 1996, que definiu esta técnica como sendo a introdução de águas residuais tratadas diretamente no sistema de abastecimento público ou num sistema de tratamento de água potável (*California Potable Reuse Committee*, 1996, citado em *Crook*, 2010).

A definição deste último autor assemelha-se ao conceito de reutilização potável direta definido por *Asano et al.* (2007). Para estes autores a reutilização potável direta pode ocorrer por dois processos: por introdução da água residual tratada com qualidade adequada para o consumo humano diretamente no sistema de distribuição, a jusante da Estação de Tratamento de Água (ETA); ou por introdução da água residual a montante da ETA, no sistema de adução, como reforço de origem de água bruta para produção de água para consumo humano.

As diretrizes para a reutilização de águas residuais tratadas da US.EPA (2012), por sua vez, consideram a reutilização potável direta como sendo a injeção de águas residuais urbanas diretamente no sistema de abastecimento público, após um processo de tratamento e monitorização adequado por forma a garantir todos os requisitos de qualidade da água para o consumo humano. A US.EPA (2012) acrescenta ainda que a água residual tratada deve ser misturada com água proveniente de fontes convencionais, antes da sua introdução no sistema de abastecimento público.

Não obstante as variações na definição de reutilização potável direta, este processo caracteriza-se pela utilização da água residual tratada para fins potáveis, sem qualquer intervenção de um tampão ambiental¹ (lago, rio ou aquífero) o que o distingue da vertente indireta da reutilização potável².

Por outro lado, um sistema de reutilização potável direta pode variar largamente, tanto no que respeita às tecnologias utilizadas, como às infraestruturas que compõe o sistema. Um sistema de reutilização potável direta compreende sempre uma ETAR e instalações de tratamento complementar à ETAR existente, ao nível de tratamentos avançados. Dependendo de fatores como as características do local, a qualidade e quantidade das águas residuais, aspetos regulamentares e de aceitação pública, o sistema de reutilização pode (ou não) incluir: mistura das águas residuais com outras fontes de água; reservatório de armazenamento; e uma estação de tratamento de águas (ETA).

A Figura 4.1 apresenta um conjunto de esquemas possíveis de reutilização potável direta proposto por Tchobanoglous *et al.* (2011), onde consideraram duas possíveis alternativas de reutilização: para a primeira alternativa estes autores propõem a retenção do efluente tratado e posterior mistura com água proveniente de origens convencionais (superficial e subterrânea) antes da distribuição; na segunda alternativa, a água é injetada imediatamente no sistema de distribuição, sem qualquer tempo de retenção e precedido de mistura com água de origem convencional. Tchobanoglous *et al.* (2011) consideraram indispensável a mistura das águas residuais tratadas com água de origem convencional (bruta ou tratada), como forma de aumentar a aceitação pública e o caudal de distribuição. A retenção da água tratada anteriormente à sua distribuição é utilizada como uma múltipla barreira, que irá permitir homogeneizar a qualidade da água, detetar e responder às deficiências do processo de tratamento.

Para Khan (2013), um sistema de reutilização potável direta sem retenção do efluente tratado e mistura com outras fontes de água, pode ser uma alternativa viável. No entanto, este autor refere que nestes sistemas é importante assegurar a fiabilidade do processo de tratamento, bem como uma monitorização em tempo real eficaz, a fim de detetar e corrigir em tempo útil eventuais falhas do processo de tratamento. Khan (2013) propõe, no entanto, que nestas situações, haja outros sistemas

¹O tampão ambiental consiste numa barreira natural que pode ser incorporada num sistema de reutilização, com o objetivo de homogeneizar a qualidade da água, por diluição com água superficial, armazenamento do

² Entende-se por reutilização potável indireta a injeção da água residual tratada num tampão ambiental antes da sua utilização, com o objetivo de melhorar a sua qualidade (Asano *et al.*, 2007).

de abastecimento público funcionando de forma isolada ao sistema de reutilização, por forma a compensar as perdas que podem ocorrer neste sistema.

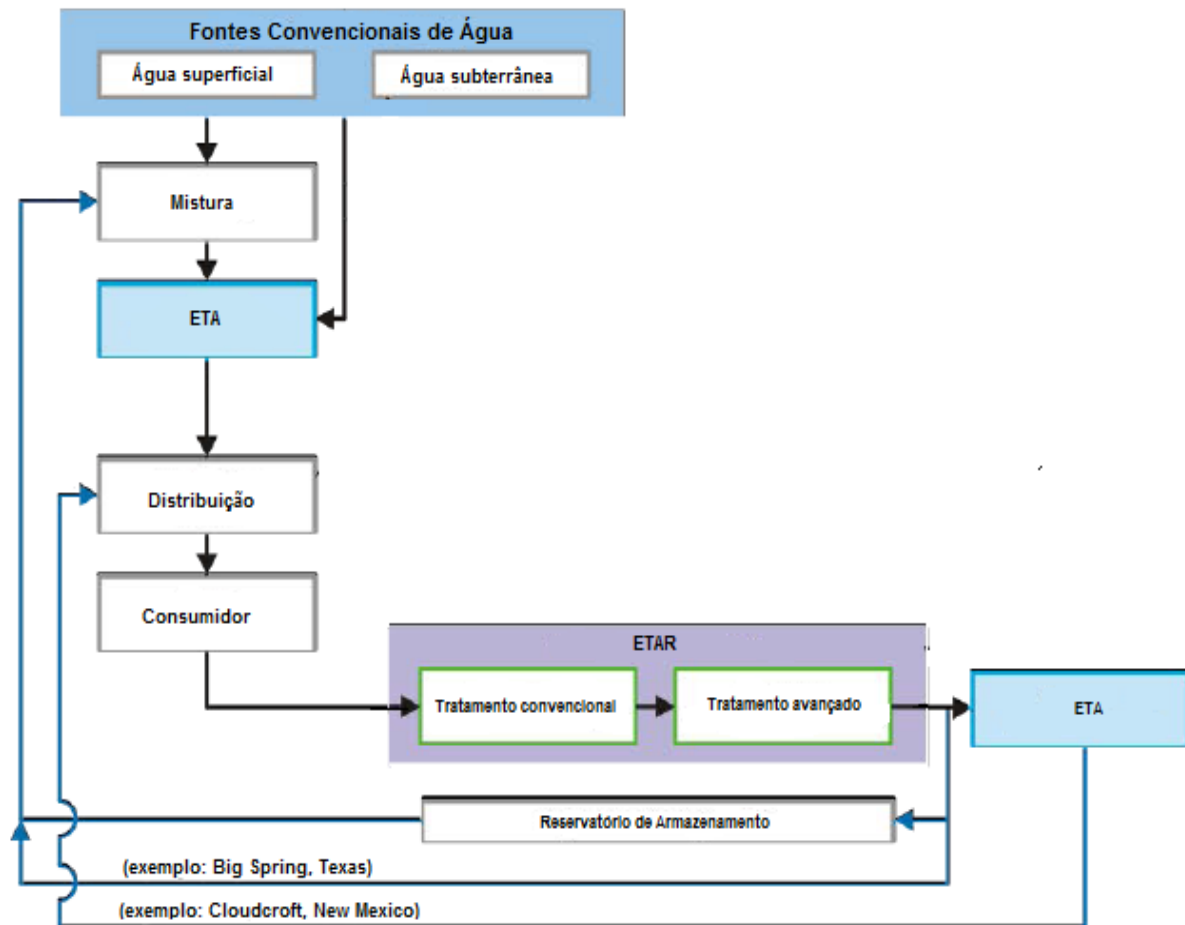


Figura 4.1 – Esquemas possíveis de reutilização potável direta e exemplos de sistemas implementados (adaptado de US.EPA, 2012).

4.2. Aspetos de saúde pública e ambientais associados à reutilização potável direta

As águas residuais urbanas podem ter várias origens, nomeadamente, origem doméstica, provenientes essencialmente do metabolismo humano e de atividades domésticas, ou da mistura destas com as águas residuais industriais e pluviais coletadas para a rede de drenagem pública. As águas residuais urbanas consistem, assim, numa complexa mistura de substâncias químicas e de microrganismos, muitos dos quais são de origem fecal e alguns são patogénicos, que podem constituir riscos para a saúde pública e para o meio ambiente, quando não são totalmente removidas ou destruídas/inativadas nas estações de tratamento (Marecos do Monte e Albuquerque, 2010).

O desenvolvimento de métodos analíticos mais precisos, capazes de detetar compostos em concentrações vestigiais, tem permitido o conhecimento científico mais aprofundado das

caraterísticas das águas residuais e dos perigos associados a algumas dessas caraterísticas (Tchobanoglous, *et al.*, 2004). No entanto, o desconhecimento ainda existente sobre a identidade de muitos compostos quantificados de forma agregada, bem como os seus efeitos sobre a saúde pública e para o ambiente, também levanta alguns receios na reutilização de águas residuais tratadas (Marecos do Monte e Albuquerque, 2010).

Os riscos para a saúde pública e para o ambiente são uma preocupação dominante na conceção de projetos de reutilização de águas residuais tratadas, particularmente na reutilização potável direta, onde a exposição aos riscos é máxima. A avaliação e a gestão dos riscos para a saúde pública, decorrentes das caraterísticas químicas e biológicas das águas residuais, são uma das principais questões a serem abordadas na conceção de projetos de reutilização potável direta, especialmente no que refere a presença de microrganismos patogénicos e dos contaminantes químicos orgânicos e inorgânicos (Asano *et al.*, 2007; Khan, 2013).

No que refere aos microrganismos patogénicos, os riscos para a saúde pública advêm da sua eventual presença na água reutilizada constituir um potencial veículo de transmissão de doenças infecciosas. Estes riscos estão associados à presença de quatro grandes grupos de organismos patogénicos: bactérias, protozoários, helmintas e vírus (Hamlyn-Harris, 2001; Khan, 2013; National Research Council, 1998). Entre estes agentes patogénicos, os vírus entéricos suscitam maior preocupação em projetos de reutilização potável direta, devido, à sua elevada concentração em águas residuais, às suas caraterísticas epidemiológicas, nomeadamente, a baixa dose infetante e a elevada persistência fora do seu habitat, e devido principalmente, às dificuldades da sua monitorização (Asano, 2002a; Khan, 2013). Para além dos vírus entéricos, outros agentes patogénicos que levantam alguma preocupação devido à dificuldade da sua destruição/inativação no sistema de tratamento são os protozoários *Cryptosporidium parvum* e *Giardia lamblia*, especialmente, quando apresentam sob a forma de oocistos e cistos, respetivamente. Na Tabela 4.1 apresentam-se os organismos patogénicos mais comuns nas águas residuais pertencentes a estes grupos e as doenças associadas a estes agentes infecciosos.

Um outro constituinte das águas residuais que levanta alguma preocupação ambiental e para a saúde pública são os contaminantes químicos. As águas residuais são constituídas por uma enorme variedade de compostos químicos orgânicos e inorgânicos, muitos dos quais apresentam efeitos adversos para a saúde pública e para o meio ambiente, por possuírem propriedades conhecidas como carcinogénicos, mutagénicos, toxicológicos, teratogénicos e inibidores de fertilidade (Khan, 2013; Trussell *et al.*, 2012). Na Tabela 4.2 apresentam-se os principais parâmetros químicos com relevância no âmbito da reutilização potável (Hamlyn-Harris, 2001). De entre estes contaminantes, os que levantam maior preocupação quanto aos riscos para a saúde pública, e devido principalmente ao desconhecimento dos seus efeitos sobre os seres humanos, são os poluentes emergentes, tais como, produtos provenientes da desinfecção (como por exemplo, os N-nitrosodimetilamina, NDMA), produtos farmacêuticos e de higiene pessoal, pesticidas e disruptores endócrinos. As caraterísticas destes compostos e a sua ocorrência em concentrações vestigiais nas águas residuais colocam

desafios à sua detecção e remoção. Deve-se referir ainda que, com a exceção de alguns grupos de compostos que podem indicar a presença de contaminantes com riscos para a saúde pública (Carbono Orgânico Total, COT e Compostos Orgânicos Halogenados Totais, TOX), os indicadores físico-químicos geralmente fornecem informação relativa aos aspetos estéticos da água reutilizada e da eficiência das operações e processos unitários.

Tabela 4.1 – Organismos patogénicos mais comuns nas águas residuais e as doenças associadas (adaptado de *National Research Council*, 1998).

Microrganismo	Doenças e sintomas
Bactérias	
<i>Shigella spp.</i>	Desintéria bacilar
<i>Salmonella spp.</i>	Febre tifóide, gastroenterite, febre paratífóide
<i>Vibrio cholerae</i>	Cólera
<i>Escherichia coli</i> (patogénica)	Enterite, diarreia
Vírus	
Enterovírus	Gastroenterite, meningite, doenças cardíacas, paralisia
Hepatite A e E	Hepatite infecciosa
Adenovírus	Doenças respiratórias, conjuntivite aguda, diarreia
Rotavírus	Gastroenterite infantil
Parvovírus	Gastroenterite
Helminhas	
<i>Ascaris lumbricoides</i>	Ascaridíase
<i>Trichuris trichura</i>	Tricuríase
<i>Taenia saginata</i>	Teníase
Protozoários	
<i>Giardia lamblia</i>	Gastroenterite
<i>Cryptosporidium parvum</i>	Diarreia, febre, <i>cryptosporidiosis</i>
<i>Entamoeba histolytica</i>	Úlcera do cólon, desintéria amebiana e abscesso do fígado

Um poluente químico recentemente detetado nas águas residuais e que tem merecido atenção nas pesquisas sobre a reutilização potável, são as nanopartículas ou nanomateriais (dimensão <100 nm), cuja origem está principalmente da atividade industrial, embora algumas sejam usadas no tratamento de águas residuais e potáveis. A maior preocupação em relação à presença destes compostos reside não só na sua composição química, mas também nas suas propriedades físicas que diferem das apresentadas pelos compostos que aparecem em maior quantidade. Atualmente, não existem evidências que determinem impactos significativos destes compostos na reutilização potável direta, no entanto, é necessário um cuidado redobrado devido à potencialidade destes compostos serem resistentes aos processos avançados de tratamento de águas residuais (Khan, 2013; Trussell *et al.*, 2012).

A capacidade dos processos de tratamento de produzir água potável a partir de águas residuais, com qualidade aceitável e sem riscos adicionais aos já existentes nos sistemas convencionais de produção de água para o consumo humano, também assume uma importância primordial no que se refere à salvaguarda da saúde pública (Asano *et al.*, 2007). Os riscos para a saúde pública inerentes ao processo de reutilização dependem fundamentalmente da capacidade do processo de tratamento de remover ou de inativar os constituintes das águas residuais com impactos sanitários e da fiabilidade desse sistema de tratamento. As tecnologias atualmente disponíveis permitem tratar as águas residuais até um nível suscetível de cumprir todos os requisitos de qualidade da água para o consumo humano (Asano *et al.*, 2007), como será abordado na secção 4.4.

Tabela 4.2 – Indicadores de qualidade associados à reutilização potável (Hamlyn-Harris, 2001).

Indicadores	
Físico-químicos	Carência Química de Oxigénio (CQO)
	Carência Bioquímica de Oxigénio (CBO)
	Carbono Orgânica Total (COT)
	Compostos Orgânicos Halogenados Totais (TOX)
	Oxigénio dissolvido (OD)
	Dureza
	pH
	Sabor e Cheiro
	Temperatura
	Sólidos Totais Dissolvidos (STD)
	Sólidos Suspensos
	Turvação
	Cor
Toxicológicos	Inorgânicos
	Compostos Orgânicos
	Pesticidas
	Compostos Orgânicos Voláteis
	Subprodutos provenientes da desinfecção
	Radionuclídeos
	Toxinas
	Produtos farmacêuticos
	Hormonas
	Disruptores endócrinos

Para além, do conhecimento dos constituintes das águas residuais com efeitos adversos sobre a saúde pública, dos riscos sanitários associados e da capacidade dos processos de tratamento de remover estes compostos, um outro aspeto importante que deve ser considerado na avaliação e gestão dos riscos envolvidos na reutilização potável direta, são os estudos epidemiológicos e de toxicidade.

Os estudos epidemiológicos e de toxicidade realizados nos últimos trinta anos, não identificaram quaisquer impactes adversos para a saúde pública decorrentes da reutilização potável direta (Crook, 2010). No entanto, a *National Council Research* (1998) defende que, os escassos dados sobre estes estudos, as suas limitações técnicas e as especificidades socioeconómicas dos locais de estudo, não permitem a extrapolação dos resultados para outros projetos de reutilização potável direta. Um exemplo de estudo epidemiológico foi realizado na cidade Windhoek (Namíbia), no período de 1974 a 1983, com o objetivo de determinar os efeitos sobre a saúde decorrentes da reutilização potável direta. O principal foco do estudo incidiu sobre a análise da correlação entre a incidência de doenças diarreicas e a utilização de águas residuais para produção de água para o consumo humano. Os resultados não demonstraram qualquer relação entre a incidência de diarreias com a reutilização potável direta, sendo a taxa de incidência inferior aos casos associados às fontes convencionais de água potável (Isaacson e Sayed, 1988).

Por outro lado, apesar de não existirem evidências epidemiológicas de impactes sanitários associados à reutilização potável direta e das tecnologias disponíveis permitirem produzir água com qualidade adequada para o consumo humano, a caracterização dos riscos para a saúde pública é ainda bastante limitada pelas incertezas relacionadas, principalmente, com as limitações dos estudos epidemiológicos e a insuficiência de dados toxicológicos (Asano *et al.*, 2007).

A definição dos riscos para a saúde pública decorrentes da reutilização potável direta com base em conhecimentos científicos sólidos constitui ainda um desafio, o que justifica alguma relutância da comunidade científica, quanto a implementação desta prática. As principais necessidades de investigação e desenvolvimento identificadas no que toca à avaliação e minimização dos riscos para a saúde pública inerentes ao processo de reutilização potável direta incluem: estudos epidemiológicos fidedignos; estudos toxicológicos que permitam determinar os efeitos para a saúde humana de alguns constituintes das águas residuais que ainda permanecem desconhecidos, nomeadamente, alguns compostos orgânicos e inorgânicos presentes em níveis vestigiais; dados fidedignos que quantifiquem a relação dose-resposta de alguns agentes patogénicos; aperfeiçoamento das técnicas de monitorização e dos métodos analíticos; e medidas que permitam aumentar a fiabilidade dos sistemas de tratamento.

4.3. Critérios de qualidade de reutilização potável direta e outros aspetos legais

Como consequência da crescente escassez de água e a necessidade de adoção de novas estratégias de desenvolvimento de recursos hídricos, tem surgido um interesse cada vez maior por parte da comunidade internacional em definir normas e critérios que regulamentam a reutilização potável direta (Tchobanoglous *et al.*, 2011). A regulamentação desta prática constitui uma pedra angular no desenvolvimento de projetos de reutilização potável direta, principalmente no que respeita

à qualidade da água a reutilizar, por assumir uma importância primordial na salvaguarda da saúde pública e proteção ambiental.

Porém, a nível mundial, não é possível identificar qualquer documento normativo que estabeleça critérios de reutilização potável direta (Crook, 2010). De acordo com Tchobanoglous *et al.* (2011) e Trussell *et al.* (2012), a regulamentação da reutilização potável direta constitui um dos principais desafios à sua implementação.

Khan (2013) refere que nos projetos de reutilização potável direta, atualmente implementados, têm sido adotados padrões de qualidade estabelecidos para água potável provenientes de fontes convencionais. O projeto de reutilização potável direta da cidade de Windhoek (Namíbia) constitui um exemplo de utilização de requisitos de qualidade estabelecidos para água potável de origens convencionais (Lahnsteiner e Lempert, 2007). No entanto, existem muitos contaminantes presentes nas águas residuais que oferecerem riscos para a saúde pública que não são legislados ou não existe um valor-referência em termos de qualidade de água potável. Muitos destes contaminantes só recentemente começaram a ser alvo de estudos científicos intensivos, pelo fato da sua presença em origens de água para consumo humano ter sido ultimamente detetada, ou pela sua produção e introdução recente no ambiente. A Tabela 4.3 apresenta as normas de qualidade de água para consumo humano estabelecidas pelas Diretrizes da WHO (2011) e da União Europeia, pelo regulamento português Decreto-Lei 152/2017 e, também, pelo regulamento cabo-verdiano Decreto-Lei 8/2004.

O Instituto Nacional de Investigação da Água dos Estados Unidos da América, a fim de colmatar as lacunas acima referidas realizou no ano de 2012 um *workshop* onde propôs um conjunto de critérios de qualidade de reutilização potável direta. A definição destes critérios baseou-se em dois objetivos de qualidade, assegurar a proteção da saúde pública e a avaliação do desempenho dos processos de tratamento. Os requisitos de qualidade estabelecidos foram sistematizados em quatro grupos (ver Tabela 4.4): agentes patogénicos e microrganismos indicadores; produtos provenientes da desinfecção; compostos não regulados com potenciais riscos para a saúde humana; e indicadores de compostos orgânicos nocivos para a saúde pública (Crook *et al.*, 2013). No entanto, segundo Crook *et al.* (2013) estes critérios não possuem um carácter regulamentar e devem ser aplicados de acordo com as características das águas residuais a reutilizar.

Para além dos requisitos de qualidade, a regulamentação da reutilização potável pode incidir nos mais variados aspetos, nomeadamente, especificações de controlo do projeto e da operação (por exemplo, estabelecendo requisitos de fiabilidade do sistema de tratamento e de monitorização), especificações do processo de tratamento (por exemplo, definir o tempo de retenção da água antes da injeção na rede e o nível de tratamento), viabilidade económica, disposições construtivas, etc.

Existem ainda várias questões que devem ser devidamente abordadas para que se proceda à regulamentação da reutilização potável direta. Crook (2010) no âmbito do estudo da viabilidade de desenvolvimento de critérios regulamentares da reutilização potável direta no estado da Califórnia

(USA) identificou os seguintes aspetos, como sendo questões fulcrais que devem ser abordadas para que se proceda à regulamentação desta prática: definição do conceito de reutilização potável direta; determinar uma compensação para a inexistência de tampão ambiental no processo de reutilização; definição de questões relacionadas com múltiplas barreiras; determinar se a mistura das águas tratadas com águas de outra origem será definido como um fator de segurança adicional; definição de requisitos de monitorização; definição dos riscos para a saúde pública associada ao processo; enquadramento institucional da reutilização.

Tabela 4.3 - Exemplos de requisitos de qualidade estabelecidas para água para consumo humano.

Parâmetros	Unidade	D.L. 8/04 (Anexo IX)	D.L. 152/17 (Anexo I)	Diretiva 98/83/CE	WHO
Microbiológicos					
<i>Escherichia coli</i>	Nº/100 mL	N.A.	0	0	0
<i>Enterococos</i>	Nº/100 mL	N.A.	0	0	0
Coliformes totais	Nº/100mL	0	N.A.	0	0
Coliformes fecais	Nº/100mL	0	N.A.	N.A.	0
<i>Streptococcus</i>	Nº/100mL	0	N.A.	N.A.	0
Físicos e Químicos					
Cor	mg/L PtCo	20	20	N.A.	N.A.
Odor	Fator de diluição	3 (25°C)	3 (25°C)	N.A.	N.A.
Turvação	UNT	5	4	N.A.	N.A.
Sabor	Fator de diluição	3 (25°C)	3 (25°C)	N.A.	N.A.
Sólidos Suspensos Totais	mg/L	0	N.A.	N.A.	N.A.
Sólidos Dissolvidos Totais	mg/L	1000	N.A.	N.A.	N.A.
Alumínio	mg/L Al	0,2	0,2	0,2	N.A.
Cloretos	mg/L Cl	250	250	250	N.A.
Condutividade	µS/cm	400	2500	2500	N.A.
Dureza Total	mg/L CaCO ₃	500	N.A.	N.A.	N.A.
Ferro	µg/L Fe	300	200	200	N.A.
Manganês	µg/L Mn	100	50	50	N.A.
Magnésio	mg/L Mg	50	N.A.	N.A.	N.A.
Cobre	mg/L Cu	1	2	2	2
Fluoretos	mg/L F	1,5	1,5	1,5	1,5
Sódio	mg/L Na ⁺	200	200	200	N.A.
Sulfatos	mg/L SO ₄ ⁻	250	250	250	N.A.
Nitritos	mg/L NO ₂ ⁻	3	0,5	0,5	3
Nitratos	mg/L NO ₃ ⁻	50	50	50	50
Pesticidas totais	µg/L	0,5	0,5	0,5	N.A.
Pesticidas individuais	µg/L	0,1	0,1	0,1	N.A.
Elementos Tóxicos					
Cianetos	µg/L Cn	N.A.	50	50	N.A.
Zinco	µg/L Zn	3000	N.A.	N.A.	N.A.
Chumbo	µg/L Pb	10	10	10	10
Arsénio	µg/L As	10	10	10	10
Crómio	µg/L Cr	N.A.	50	50	50
Cádmio	µg/L Cd	3	5	5	3
Boro	µg/L B	300	1000	1000	2400
Níquel	µg/L Ni	20	20	20	70
Mercúrio	µg/L Hg	1	1	1	6

N.A. – Não aplicável, não existe valor legislado para este parâmetro.

Tabela 4.4 - Critérios de qualidade de reutilização potável direta propostas por NWRI (*National Water Research Institute*) (adaptado de Crook *et al.*, 2013).

Critérios	Valor referência	Unidade
Biológicos		
Enterovírus	12	Log 10
<i>Cryptosporidium spp.</i>	10	Log 10
Coliformes totais	9	Log 10
Produtos provenientes da desinfecção		
Trihalometanos (THMs)	80	µg/L
Ácidos Haloacéticos (HAA5)	60	µg/L
N-nitrosodimetilamina (NDMA)	10	ng/L
Bromato	10	µg/L
Clorato	800	µg/L
Compostos não legislados		
Ácido Perfluorooctanoico (PFOA)	0,4	µg/L
Ácido Perfluorooctanessulfônico (PFOS)	0,2	µg/L
Perclorato	15 ⁽¹⁾	µg/L
	6 ⁽¹⁾	µg/L
1,4- Dioxano	1	µg/L
Etinilestradiol (EE2)	N/A ⁽²⁾	
17-β-Estradiol	N/A ⁽²⁾	
Indicadores de compostos orgânicos		
Cotina / Primidone / fenitoína	1/10/2	µg/L
Meprobamato / Atenolol	200/4	µg/L
Carbamazepina	10	µg/L
Estrona	320	ng/L
Sucralose	150	mg/L
Tris [2-cloroetil] fosfato (TCEP)	5	µg/L
N,N-dietil-meta-toluamida (DEET)	200	µg/L
Triclosan	2100	µg/L

(1) 15 e 6 µg/L são valores máximos admissíveis estabelecidos pela US.EPA e pelo estado da Califórnia, respetivamente.

(2) Os dados científicos atualmente disponíveis não permitem estabelecer um valor referência, no entanto, para a proteção da saúde pública é importante garantir a remoção destes compostos.

4.4. Tecnologias de tratamento de águas residuais para reutilização potável

A capacidade dos processos de tratamento de produzir água potável a partir de águas residuais com qualidade aceitável e sem riscos para a saúde pública constitui um fator determinante para a viabilização de projetos de reutilização potável direta. Tendo em conta que o tratamento secundário é geralmente considerado como o mínimo aplicável às águas residuais antes da sua descarga no meio recetor, o efluente secundário típico contém muitos compostos relevantes no contexto da reutilização potável que devem ser eliminados.

O desenvolvimento tecnológico registado nas últimas décadas no campo do tratamento de águas residuais, nomeadamente nos processos avançados, possibilita a remoção de poluentes químicos e de microrganismos patogénicos com eficiências muito elevadas, permitindo a produção de água que satisfaça todos os critérios de qualidade de água para o consumo humano (Marecos do Monte e Albuquerque, 2010). Os processos avançados assumem uma importância primordial na reutilização potável, uma vez que garantem elevadas eficiências de remoção de vários dos constituintes das águas residuais (e.g. NDMA, disruptores endócrinos e produtos farmacêuticos ativos) com riscos para a saúde pública que não são efetivamente removidos por processos de tratamento convencionais (Gomez, *et al.*, 2012; Zhou & Smith, 2002).

De um modo geral, a viabilização da reutilização do efluente secundário para uso potável requer a conceptualização das tecnologias de tratamento para os seguintes objetivos: remoção de sólidos em suspensão, como partículas finas, matéria coloidal e microrganismos (e.g. bactérias, vírus e protozoários cistos e oocistos); remoção de sólidos dissolvidos, incluindo, compostos inorgânicos, orgânicos e teores residuais de nutrientes; remoção de compostos vestigiais, como pesticidas, produtos farmacêuticos, subprodutos de desinfecção e disruptores endócrinos; remoção ou inativação/destruição de microrganismos patogénicos; e correção do equilíbrio químico (Khan, 2013). Os processos avançados mais utilizados em esquemas de tratamento de reutilização potável são apresentados na Tabela 4.5.

Constata-se pela Tabela 4.5 que os processos unitários mais utilizados no tratamento de águas residuais para reutilização potável direta incluem processos como a separação por membranas (osmose inversa, a nanofiltração, a ultrafiltração e a microfiltração) e os processos de oxidação avançada. A combinação desses processos apresenta uma larga aplicabilidade em sistemas de tratamento para reutilização potável e têm demonstrado uma elevada importância na depuração de águas residuais (Gerrity *et al.*, 2013).

Tabela 4.5 - Exemplos de sequências de tratamento de águas residuais para reutilização potável simplificado (adaptado de Khan, 2013).

Projeto e localização	Tecnologias de tratamento avançado	Tipo de reutilização
Goreangab Water Reclamation Plant, Windhoek, Namibia	PAC → O ₃ → Coagulação/Floculação → Flotação → Filtração → O ₃ /POA → BAC/GAC → UF → CI	Direta
NEWater, Bedok, Singapore	UF → RO → UV	Indireta
Groundwater Replenishment System, Orange County, CA, USA	MF → RO → UV/POA	Indireta
Cloudcroft, New Mexico, USA	MBR (UF) → RO UV/POA → UF → UV → GAC → CI	Direta
Beaufort West Municipality, África de Sul	Filtração → UF → RO → UV/POA → CI	Direta
Raw Water Production Facility, Big Spring, USA	MF → RO → UV/POA	Direta

BAC- Carvão ativado granulado com atividade biológica; CI- Cloro; GAC- Carvão ativado granulado; MBR- Biorreatores de membrana; MF- Microfiltração; O₃- Ozonização; PAC- Carvão ativado em pó; POA- Processos de Oxidação avançada; RO- Osmose inversa; UF- Ultrafiltração; UV- Radiação ultravioleta.

Os processos de separação por membranas são considerados elementos chave em sistemas de tratamento de águas residuais para as reutilizações que requerem padrões de qualidade mais exigentes (Tchobanoglous *et al.*, 2011; Wintgens *et al.*, 2005). O desenvolvimento recente desta tecnologia oferece uma elevada eficiência de remoção de uma vasta gama de contaminantes com interesse na reutilização potável, a custos progressivamente mais baixos (Gerrity *et al.*, 2013; Zhou & Smith, 2002).

Por outro lado, a aplicação de processos de oxidação avançada (POA), como por exemplo o UV/H₂O₂, em projetos de reutilização para fins potáveis, visa a remoção ou inativação/destruição de compostos orgânicos vestigiais naturais e sintéticos presentes nas águas residuais, nomeadamente, pesticidas, disruptores endócrinos, subprodutos de desinfecção e produtos farmacêuticos. A vantagem da oxidação avançada comparativamente a outros processos de remoção de compostos orgânicos é a grande quantidade do radical hidroxilo gerado, um forte oxidante capaz de decompor completamente várias classes de compostos orgânicos em dióxido de carbono, água e minerais ácidos (Asano *et al.*, 2007). A radiação ultravioleta combinada com o peróxido de hidrogénio (UV/H₂O₂) constitui o processo de oxidação avançada mais utilizado em sistemas de reutilização potável direta, como se observa pela Tabela 4.5.

A combinação dos processos de membrana com a oxidação avançada têm demonstrado uma elevada importância no tratamento de águas residuais para usos potáveis, sobretudo no tratamento de alguns constituintes que colocam desafios quanto à remoção (Gerrity *et al.*, 2013). Para o *California Department of Public Health* (CDPH) uma potencial linha de tratamento padrão para a reutilização potável deve combinar os seguintes processos unitários: a microfiltração (MF), a osmose inversa (OI) e a UV/H₂O₂. A aplicação dessa sequência de tratamento permite uma redução substancial de parâmetros como o Carbono Orgânico Total (COT < 0,5 mg/L), os Sólidos Totais Dissolvidos (STD), os compostos orgânicos vestigiais, para além de constituírem uma múltipla barreira para os organismos patogénicos. No Estado da Califórnia, este constitui a única sequência que é permitido aplicar no tratamento de águas residuais para recarga artificial. Por outro lado, a aplicação desta sequência de tratamento possui desvantagens relacionadas principalmente com o elevado consumo de energia das membranas de osmose inversa e problemas de eliminação da salmoura, para além das limitações ligadas aos elevados custos de investimento, outros custos de operação e manutenção (Gerrity *et al.*, 2013).

Não obstante as indicações do CDPH, com a exceção do sistema de tratamento de *Raw Water Production Facility* (Big Springs, USA) e *Groundwater Replenishment System* (Orange County, CA, USA), todos os projetos de reutilização potável direta cuja sequência de tratamento baseia-se na combinação de processos de membrana e a oxidação avançada, a microfiltração é substituída pela ultrafiltração (UF), como se observa pela Tabela 4.5. Os processos de ultrafiltração e microfiltração são similares a nível de separação de matéria em suspensão, o que difere estes tipos de filtração é o tamanho dos poros, que estão compreendidos entre 0,05 a 10 µm e 0,001 a 0,1 µm para a microfiltração e ultrafiltração, respetivamente, para além da ultrafiltração possuir capacidade de remover compostos dissolvidos de elevado peso molecular (Gonçalves, 2011). A ultrafiltração consegue remover compostos mais pequenos, o que pode justificar a sua utilização em detrimento da microfiltração.

O sistema de tratamento da *Windhoek* (Namíbia) diferencia-se dos restantes sistemas de reutilização potável direta, compreende tanto processos clássicos, como a coagulação/floculação, flotação e filtração, assim como novas tecnologias, nomeadamente a ozonização, a oxidação avançada, carvão ativado granulado com e sem atividade biológica e a ultrafiltração. De acordo com Gerrity *et al.* (2013), a combinação de processos membranares com a ozonização e o carvão ativado granulado com atividade biológica tem sido a sequência de tratamento mais aplicada em sistemas de reutilização potável, depois da combinação de processos de membrana e oxidação avançada. O ozono combinado com o carvão ativado com atividade biológica (CAB), promove uma oxidação significativa de compostos orgânicos, incluindo compostos orgânicos vestigiais, tornando-os biodegradáveis, permitindo que sejam degradados biologicamente. As principais limitações dessa sequência de tratamento estão associadas à potencial formação de subprodutos da ozonização, nomeadamente o bromato e NDMA, e a baixa eficiência de remoção de STD e COT. No caso do sistema de tratamento da *Windhoek* o problema relacionado com a baixa

eficiência de remoção de STD é solucionado pela utilização da ultrafiltração a seguir ao carvão ativado.

É importante referir que para além da eficiência dos processos de tratamento, fatores como as múltiplas barreiras que possam ser estabelecidas no caso concreto e a fiabilidade das tecnologias de tratamento, devem ser consideradas na seleção dos processos unitários (Marecos do Monte e Albuquerque, 2010). A fiabilidade do sistema de tratamento assume uma elevada importância na reutilização potável direta, uma vez que o destino final é o consumo humano; eventuais falhas no processo de tratamento podem acarretar graves problemas em termos de saúde pública. A incorporação do princípio de múltiplas barreiras na linha de tratamento, bem como a monitorização em tempo real do desempenho do tratamento, representa importantes contributos para assegurar a fiabilidade do sistema.

Os processos avançados de tratamento de águas residuais são objeto de uma extensa pesquisa. No entanto, pela importância primordial da aplicação dos processos de separação por membranas em sistemas de tratamento de águas residuais tratadas para reutilização potável e devido aos objetivos desta dissertação, este subcapítulo incide na descrição detalhada deste processo, com foco em aspetos como: a definição e classificação dos processos membranares e a caracterização das membranas utilizadas no tratamento de águas residuais destinadas à reutilização.

4.4.1. Processos de separação por membranas

A utilização dos processos de separação por membrana (PSM) constitui uma prática antiga, o primeiro estudo envolvendo este processo remonta aos meados do século XVIII, quando Nollet descobriu a osmose inversa (Strathmann *et al.*, 2006). No entanto, a aplicação em grande escala da técnica de separação por membranas é relativamente recente, data à década de 1970 (Strathmann, *et al.*, 2006). O funcionamento inconsistente das membranas produzidas até cerca de 1960, caracterizado pela fraca seletividade, morosidade, baixa eficiência e elevados custos, impediam a sua larga utilização, tendo sido usadas apenas à escala laboratorial e em pequenas indústrias de separação especializada (Baker, 2004).

Um marco determinante para a transição dos PSM da escala laboratorial para a industrial foi o desenvolvimento e produção de membranas anisotrópicas de Loeb-Sourirajan. O fluxo originado por estas membranas era dez vezes superior ao de qualquer membrana disponível na altura, o que viabilizou a utilização do processo de osmose inversa na dessalinização de água do mar (Baker, 2004).

Os avanços tecnológicos verificados nas últimas décadas dos PSM permitem um elevado desempenho de tratamento, a custos progressivamente mais baixos, tornando-se uma técnica amplamente utilizada nas mais variadas áreas. Os processos de separação por membrana são

atualmente utilizados principalmente na produção de água potável, no tratamento de águas residuais, na indústria alimentar e farmacêutica, e na biotecnologia (Asano *et al.*, 2007; Pearce, 2007).

Em tratamento de águas a primeira aplicação relevante dos processos de separação por membrana ocorreu nos finais da Segunda Guerra Mundial, na Alemanha. A contaminação das reservas de água na Alemanha levou à necessidade de testar novos processos que garantissem a utilização dessas águas em condições de segurança para a saúde pública (Baker, 2004). Apesar de não se tratar da utilização dos PSM em águas residuais, este facto constitui um marco na história da utilização de membranas no tratamento de água. As primeiras utilizações de PSM no tratamento de águas residuais ocorreram essencialmente em regiões de fracos recursos hídricos e eram específicas aos sistemas de reutilização de águas residuais ou à recarga de aquíferos. A osmose inversa foi o primeiro processo de membranas utilizado em sistemas de tratamento de águas residuais (Friedrich e Pinnekamp, 2003).

Nas últimas décadas, a utilização de processos de membrana no tratamento de águas residuais para a reutilização vem-se expandindo, devido principalmente à sua elevada eficiência de remoção de contaminantes, podendo garantir altos níveis de qualidade exigidas pelas normas vigentes e cada vez mais exigentes. Os processos de separação por membrana têm sido usados no tratamento de águas residuais destinadas à reutilização com a finalidade de remover compostos como partículas em suspensão coloidal, microrganismos, moléculas orgânicas de elevado peso molecular e substâncias dissolvidas que não são efetivamente removidas por tratamento secundário (Asano *et al.*, 2007; Marecos do Monte e Albuquerque, 2010).

A filtração por membrana é definida como um processo de separação através de uma fina membrana, semipermeável e seletiva, que divide o caudal em duas partes: o permeado (caudal que passa através da membrana) e o concentrado (compostos que não passam pela membrana) (Figura 4.2) (Marecos do Monte e Albuquerque, 2010). A passagem dos compostos depende das suas propriedades físicas e químicas e da seletividade da membrana em relação a estes constituintes.

Existem atualmente uma grande variedade de processos de separação por membranas disponíveis no mercado, nomeadamente, microfiltração, ultrafiltração, osmose inversa, nanofiltração, destilação por membranas, pervaporação e eletrodialise. A seleção e aplicabilidade da membrana depende essencialmente das características que influenciam o seu desempenho que estão, normalmente, relacionadas com os critérios usados para a sua classificação, nomeadamente, o mecanismo de separação, o modo operativo, a natureza da força motriz, o tamanho dos poros, o tamanho nominal da separação alcançada, o tipo de material que é feita a membrana e o tipo de módulo (Asano *et al.*, 2007; Zhou e Smith, 2002).

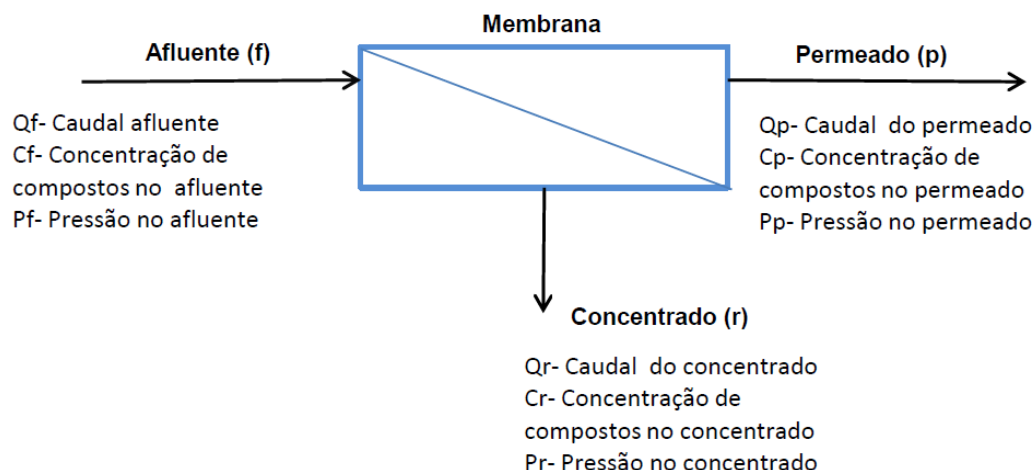


Figura 4.2 - Equema de operação do processo de filtração por membranas (adaptado de Asano *et al.*, 2007).

A separação do permeado e do concentrado pode ocorrer essencialmente por dois modos de operação (padrão de fluxo), dependendo do tamanho dos compostos a remover: o fluxo perpendicular (*dead-end flow*) e o fluxo tangencial (*cross-flow*). O *dead-end flow* aplica-se a compostos de maiores dimensões e é caracterizado por um fluxo perpendicular à superfície da membrana, onde o solvente atravessa o meio filtrante e o soluto fica retido. Por estas razões as membranas que apresentam estas características têm de funcionar em descontínuo, pois o soluto retido, causa obstrução à passagem do solvente (colmatagem da membrana), sendo necessário proceder à sua descolmatagem por inversão do fluxo e periodicamente à sua limpeza química. Por outro lado, o padrão de fluxo, *cross-flow*, caracteriza-se por um escoamento tangencial à superfície da membrana e é utilizado para a separação de partículas de menores dimensões. Apesar de não ser necessário a interrupção do processo de separação para a descolmatagem da membrana, neste modo de operação é necessário a recirculação do concentrado para promover um maior grau de eficiência do processo, tendo em conta que no fluxo tangencial só parte do caudal atravessa a membrana (Agoas, 2008).

O transporte de partículas ou moléculas através da membrana é conseguida através da ação de uma força ou conjunto de forças motrizes, que podem resultar de um gradiente de potencial químico, físico e/ou elétrico. As forças motrizes de separação podem ser gradientes de concentração, temperatura, pressão ou potencial elétrico. No que se refere aos mecanismos de separação que ocorrem na membrana podem ser essencialmente três, dependendo das propriedades específicas dos compostos a separar: troca iónica, separação pelo modelo solução-difusão e a separação por exclusão por tamanho (American Water Works Association, 1996). É importante ressaltar que o processo de separação pode ocorrer por mais de um mecanismo e é condicionado pela estrutura morfológica da membrana (Gonçalves, 2011). A classificação de alguns processos de membrana no que refere à natureza da força motriz e ao mecanismo de separação pode ser observado na Tabela 4.6, a seguir apresentada.

Tabela 4.6 - Classificação dos processos de membrana em termos da natureza da força motriz e do mecanismo de separação (adaptado de Tchobanoglous *et al.*, 2004).

Mecanismo de separação	Processos de separação
Exclusão por tamanho	Microfiltração (MF)
	Ultrafiltração (UF)
	Nanofiltração (NF)
	Osmose inversa (OI)
Solução- difusão	Nanofiltração
	Osmose inversa
	Díálise
	Pervaporação
Troca iónica	Eletrodiálise
Força motriz	Processos de separação
Pressão	Microfiltração
	Ultrafiltração
	Nanofiltração
	Osmose inversa
	Pervaporação
Concentração	Díálise
	Osmose
Temperatura	Destilação por membranas
Potencial eléctrico	Eletrodiálise

De acordo com Baker (2004), no que diz respeito à estrutura morfológica, as membranas podem ser classificadas como anisotrópicas (assimétricas) e isotrópicas (simétricas). De forma simplificada, as membranas isotrópicas (simétricas) definem-se por uma interface uniforme tanto em natureza física (tamanho dos poros), como em composição química (tipo de material) e podem ser porosas ou densas (Asano *et al.*, 2007; Baker, 2004). As membranas anisotrópicas (assimétricas) são, por sua vez, caracterizadas por uma interface heterogénea, constituída por duas camadas morfológicamente diferentes, a nível físico e/ou químico. Uma primeira camada muito fina (1 µm) responsável pela seletividade do processo de separação, e uma segunda camada de maior espessura (100 µm), que assegura a estabilidade mecânica da membrana e maiores fluxos de permeado (Asano *et al.*, 2007; Baker, 2004; Friedrich e Pinnekamp, 2003). No grupo das membranas isotrópicas destacam-se as membranas microporosas, densas (não porosas) e eletricamente carregadas, enquanto as principais membranas anisotrópicas são as membranas compósitas de filme fino, de Loeb-Sourirajan e em suporte líquido (Figura 4.3) (Baker, 2004).

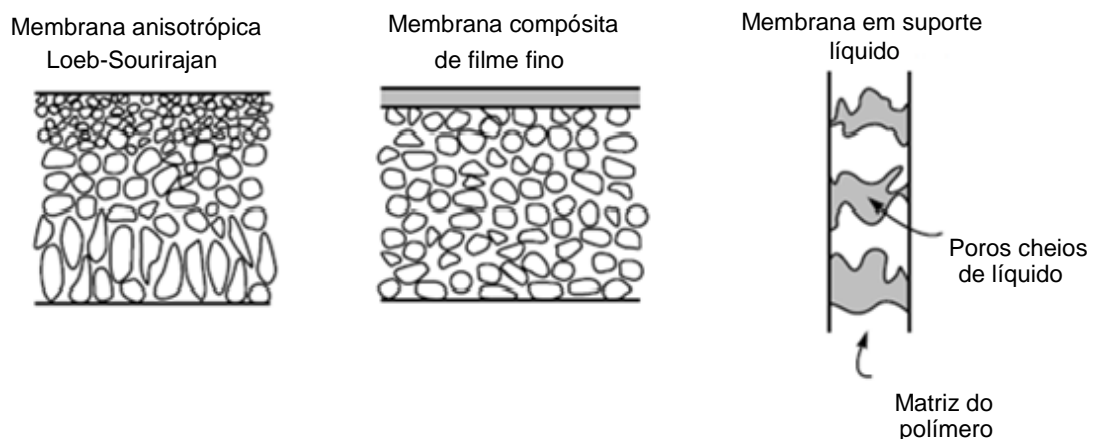
Membranas simétricas ou isotrópicas**Membranas assimétricas ou anisotrópicas**

Figura 4.3- Diagrama das principais membranas simétricas e assimétricas (Baker, 2004).

Relativamente ao tipo de material, as membranas podem ser biológicas ou sintéticas. As membranas utilizadas no tratamento de águas residuais são usualmente sintéticas e podem ser orgânicas ou inorgânicas. Os polímeros sintéticos orgânicos são os mais usados atualmente no tratamento de águas residuais, devido à sua grande variedade e especificidade, o que permite usá-los de acordo com os componentes que se pretende separar, para além de serem menos dispendiosos. Apesar das vantagens observadas na utilização das membranas inorgânicas, nomeadamente, a elevada resistência química e ao calor, o que garante um maior tempo de vida útil das membranas, elas são muito dispendiosa comparativamente às poliméricas (Friedrich e Pinnekamp, 2003).

Um outro aspeto que caracteriza as membranas e é determinante para o seu desempenho e operação é a sua configuração. Para além de afetar a eficiência do processo de separação, a configuração da membrana influencia uma combinação de fatores que determinam o seu tempo de vida útil e os custos de produção, nomeadamente, a colmatção da membrana, o fenómeno de

concentração de polarização, o consumo de energia e a necessidade de limpeza e de pré-tratamento (Zhou e Smith, 2002). Pode destacar-se quatro tipos principais de configurações de membranas, tubular, de fibra oca, enrolada em espiral e placas plana. Uma breve descrição destes tipos de configuração pode ser observada na Tabela 4.7. Mais informações sobre a configuração dos processos de membrana pode ser consultada em Baker (2004).

No tratamento de águas residuais, a seleção da configuração da membrana é feita, naturalmente, de acordo com as características das águas residuais a serem tratadas, tendo em conta aspetos relacionados com o desempenho e operação do módulo (e.g. a suscetibilidade à colmatção e a facilidade de limpeza), bem como os custos associados (Friedrich e Pinnekamp, 2003). Os módulos mais utilizados no tratamento de águas residuais são a fibra oca e o enrolado em espiral. A configuração tubular e placa plana são aplicadas a um número limitado de situações em que o efluente possui elevado poder de colmatção (Karabela *et al.*, 2015; Schwinge *et al.*, 2004).

As membranas, fibra oca e enrolada em espiral, são largamente utilizadas no tratamento de águas residuais para reutilização devido ao baixo custo de produção e à necessidade de pequenas áreas de implantação (Karabela *et al.*, 2015; Schwinge *et al.*, 2004). Os módulos de fibras ocas são utilizados normalmente em processos de separação, como a microfiltração e a ultrafiltração, e como apresentam uma maior área específica (área de membrana/volume) requerem menor área de implantação comparativamente aos módulos enroladas em espiral, o custo de investimento é menor (Karabela *et al.*, 2015; Schwinge *et al.*, 2004). No entanto, as membranas enroladas em espiral são preferidas em detrimento destas membranas, o que é justificado pela sua maior facilidade de operação, menor suscetibilidade à colmatção, baixo consumo de energia, baixo custo de produção e uma boa taxa de permeação. As membranas enroladas em espiral são utilizadas no tratamento de águas residuais, maioritariamente, associadas a osmose inversa e a nanofiltração (Schwinge *et al.*, 2004).

Tabela 4.7- Principais tipos de configurações das membranas e a sua descrição (Asano *et al.*, 2007; Baker, 2004; Gonçalves, 2008; Zhou e Smith, 2002).

Tipo de configuração	Descrição
Tubular (Tubular)	É caracterizada por uma adequada adaptação ao tratamento de fluidos com elevada viscosidade e são geralmente limitadas ao processo de ultrafiltração. O módulo tubular consiste tipicamente num suporte de papel poroso ou de fibra de vidro porosa, onde a membrana é formada no interior. Este tipo de configuração é vantajoso no que refere a facilidade de limpeza e a necessidade de pré-tratamento, no entanto, possui baixa densidade de compactação, o que aumenta o custo de investimento.
Placa plana (Plate and frame)	Um dos primeiros módulos de baixo custo a serem produzidos e pressupõe que este avanço tecnológico tenha contribuído para a utilização em larga escala dos processos de separação por membrana. Este tipo de membrana é constituído por um conjunto de placas planas intercaladas com placas de suporte que conferem sustentação sólida à unidade da membrana. São atualmente utilizadas em processos como a eletrodialise, a pervaporação e a um número limitado de aplicações em osmose inversa e ultrafiltração com fluxos de elevada potencialidade de colmatação.
Enrolado em espiral (spiral wound)	O módulo enrolado em espiral é constituído por duas camadas retangulares de membranas dispostas em paralelo, que possuem entre elas uma camada porosa e flexível, onde se recolhe o permeado, denominado espaçador. Devido a esta configuração, este tipo de membrana é mais suscetível de colmatação comparativamente com as placas planas. Esta configuração é a mais utilizada em processos de separação, como a nanofiltração e a osmose inversa.
Fibra oca (hollow-fiber)	As membranas de fibra oca são constituídas por um conjunto de centenas ou milhares de fibras emparelhadas entre si, formando módulos com grande área superficial. A probabilidade de colmatação neste tipo de módulo é elevada devido ao pequeno diâmetro por esta razão, são usualmente aplicadas a efluentes com baixo teor de sólidos suspensos. Não obstante a sua aplicação maioritariamente em processos como a nanofiltração e a osmose inversa, esta configuração também pode ser aplicada à ultrafiltração e à microfiltração, devido à sua capacidade de inversão de fluxo.

O principal problema associado ao desempenho e operação das membranas está relacionado com a sua colmatção (*fouling*) (Schwinge *et al.*, 2004). O fenómeno *fouling* é caracterizado pela deposição de partículas com dimensões superiores aos poros da membrana sobre a sua superfície, causando a obstrução dos poros. A colmatção da membrana reduz a área de separação efetiva da membrana e a sua seletividade, o que conduz a uma diminuição do fluxo do permeado, bem como a qualidade do permeado e, em última análise, dependendo do tipo de colmatção (reversível ou irreversível) será necessário efetuar a limpeza ou substituição da membrana, o que obriga à interrupção do funcionamento normal do processo, aumentando, assim, os custos de operação (She, *et al.*, 2016; Tung *et al.*, 2015). Dependendo da natureza do material colmatante, o fenómeno *fouling* pode ser classificado como: *fouling* coloidal, um dos mais ocorrentes em processos de membrana, causado por sólidos em suspensão não dissolvidos com dimensão variável entre nanómetros e micrómetros, são exemplos coloides orgânicos, óxido de metais, coloides de sílica e minerais de argila; *biofouling*, que resulta da acumulação de microrganismos (podem ser de origem algal, fúngica e bacteriana) presentes nas águas residuais formando uma camada designada de biofilme na superfície da membrana; *scaling* ou *fouling* inorgânico, caracteriza-se pela precipitação dos sais presentes no efluente formando uma camada sobre a superfície da membrana ou sobre os poros; *fouling* orgânico, a obstrução dos poros é causada pela deposição de matéria orgânica e constitui um dos tipos de colmatção mais ocorrentes devido à presença de matéria orgânica numa grande percentagem de efluentes (Mikhaylin & Bazinet, 2016).

O controlo do *fouling* da membrana pode ser realizado recorrendo a três métodos: o pré-tratamento do caudal afluente; a lavagem da membrana; e a limpeza química da membrana. O pré-tratamento é realizado com o objetivo de reduzir o teor de sólidos em suspensão e a concentração de microrganismos presentes no caudal de alimentação, prevenindo assim, o *fouling*. A lavagem química da membrana é realizada para a remoção dos compostos que não são eliminados pelo processo de lavagem convencional (Asano *et al.*, 2007).

Processos de separação por membrana aplicados no tratamento de água residuais destinadas à reutilização

A utilização dos processos de membrana no tratamento de águas residuais remonta à década de 80 do século passado. No entanto, as limitações destas membranas relacionadas principalmente com o fraco desempenho ao longo do tempo devido ao *fouling*, diminuíram a fiabilidade da utilização destes processos por duas décadas (Pulido, 2016). Os avanços tecnológicos ocorridos nas últimas décadas, nomeadamente, no que diz respeito a *design* e configuração dos módulos, disponibilidade de novos materiais e melhor *know-how* do processo, principalmente no que refere ao *fouling*, aliado à indisponibilidade de tecnologias convencionais com eficiências de tratamento capazes de garantir os níveis de qualidade requeridos pelas normas cada vez mais exigentes, tornaram os processos de separação por membranas uma alternativa técnica e economicamente competitiva para o tratamento de águas residuais destinadas à reutilização (Pearce, 2007; Pulido, 2016; Suárez *et al.*, 2015).

As membranas atualmente existentes no mercado são capazes de remover, com elevadas taxas de eficiência, uma vasta gama de contaminantes relevantes no contexto da reutilização de águas residuais tratadas, que não são efetivamente removidos pelos processos convencionais (Pearce, 2007; Zhou & Smith, 2002). São utilizados em sistemas de reutilização de águas residuais tratadas processos de membrana como a microfiltração (MF), a ultrafiltração (UF), a nanofiltração (NF) e a osmose inversa (OI) (Garcia *et al.*, 2011; Wintgens *et al.*, 2005). Na Figura 4.4 são identificados estes processos de separação, os respetivos intervalos de separação e os compostos que são capazes de remover.

Da análise da Figura 4.4 é possível constatar que a remoção de contaminantes pelos processos de membrana é condicionada pelo tamanho do composto, mas também, e essencialmente, pelo intervalo de separação do processo, que é determinada pelo tamanho nominal dos poros ou pelo *cut-off* (separação pelo peso molecular). De um modo geral, tendo em conta apenas o tamanho dos poros, os compostos com tamanho superior ao intervalo de separação são totalmente removidos, os com tamanho intermédio são parcialmente removidos, enquanto aqueles com tamanho inferior ao intervalo de separação são totalmente permeados (Gonçalves, 2011). Os intervalos de separação dos processos de membrana utilizados no tratamento de águas residuais são muito variáveis entre si, por exemplo, a microfiltração é capaz de remover apenas compostos com diâmetros superiores a 0,05 μm , enquanto a osmose inversa por possuir poros com tamanho nominal inferior consegue remover compostos mais pequenos do que a microfiltração, diâmetros compreendidos entre 0,0001 e 0,001 μm . No caso da ultrafiltração e da nanofiltração os intervalos de separação variam entre 0,005 a 0,2 μm e 0,001 à 0,01 μm , respetivamente (Asano *et al.*, 2007). A aplicabilidade e seleção dos processos de separação no tratamento das águas residuais vão depender essencialmente das características do efluente e dos objetivos de qualidade requeridos.

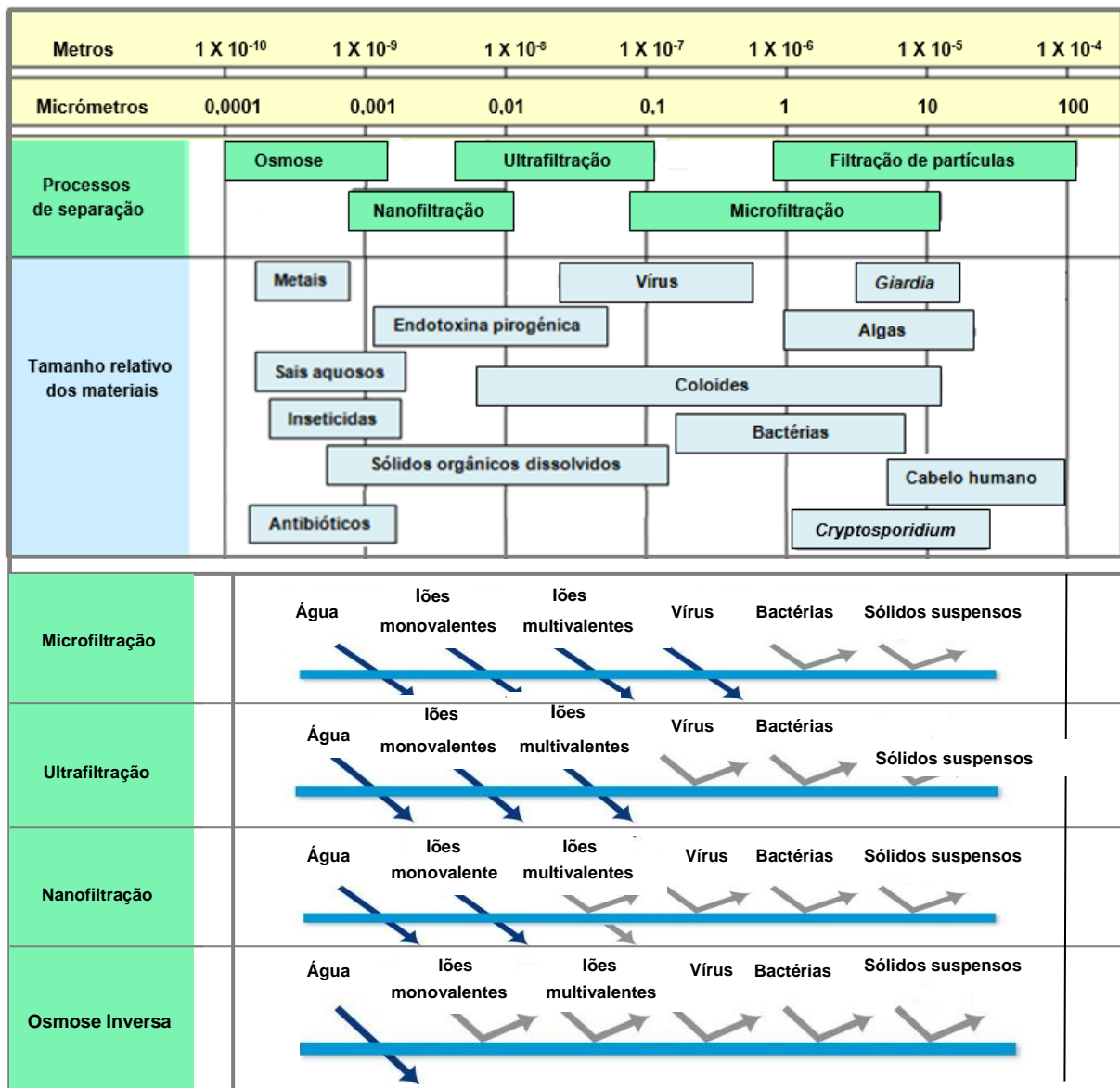


Figura 4.4 – Espetro da filtração por membranas (adaptado de Pak Water Care Services, 2010; Pentair, 2016).

No contexto da reutilização potável direta, como foi referido anteriormente, de um modo geral, os principais constituintes das águas residuais com interesse, devido aos riscos sanitários e ambientais decorrentes da sua presença na água para o consumo, são nomeadamente: sólidos em suspensão, como partículas finas e matéria coloidal, e microrganismos (e.g. bactérias, vírus e protozoários cistos e oocistos); compostos orgânicos dissolvidos e vestigiais, como pesticidas, produtos farmacêuticos, subprodutos de desinfecção e disruptores endócrinos; e compostos dissolvidos inorgânicos como nutrientes e metais pesados.

Relativamente, aos sólidos em suspensão e microrganismos, vários estudos têm demonstrado a eficácia dos processos de membrana na remoção destes contaminantes (Bhattacharya *et al.*, 2013; Jacangelo e Adham, 1995; Masoudnia *et al.*, 2015; Muthukumar e Baskaran, 2014; Nishi, Vieira *et*

al., 2012). Para a remoção de sólidos totais em suspensão em águas residuais destinadas à reutilização, tem sido utilizado membranas microporosas, como a microfiltração e a ultrafiltração, que vêm comprovando possuir maior eficiência de remoção e menores custos de operação e manutenção, comparativamente aos processos convencionais usados com a mesma finalidade (Khan, 2013; Muthukumaran e Baskaran, 2014; Pearce, 2007). A microfiltração e a ultrafiltração também são aplicáveis à remoção de microrganismos patogênicos, pois têm demonstrado constituir uma importante barreira no que refere à presença destes constituintes em sistemas de reutilização de águas residuais tratadas. Como se pode observar na Figura 4.4, os microrganismos patogênicos como as bactérias, *Cryptosporidium* e cistos de *Giardia* são parcialmente removidos por microfiltração e teoricamente, totalmente removidos pela ultrafiltração. A ultrafiltração garante eficiência de remoção dos protozoários *Cryptosporidium spp.* e *Giardia spp.* superior a 6 log (Jacangelo e Adham, 1995). No caso dos vírus, a microfiltração apresenta eficiências de remoção muito baixas, sendo quase totalmente permeados por este processo. Maiores eficiências de remoção dos vírus são observadas, por ordem crescente de eficiências, para processos de membrana como ultrafiltração, nanofiltração e osmose inversa (Zhou e Smith, 2002). Os vírus são totalmente removidos pela nanofiltração e pela osmose inversa (Asano *et al.*, 2007).

Os processos de separação por membrana têm sido extensamente utilizados no tratamento de águas residuais para a remoção de vários compostos orgânicos dissolvidos e vestigiais relevantes no contexto da reutilização potável direta, nomeadamente, produtos provenientes da desinfecção, como NDMA, produtos farmacêuticos e de higiene pessoal, pesticidas, disruptores endócrinos, ácidos húmicos e fúlvicos e corantes (American Water Works Association, 1996; Garcia *et al.*, 2011; Sun *et al.*, 2016; Yangali-Quintanilla *et al.*, 2010). No entanto, devido às diferentes características destes processos, verifica-se uma grande disparidade no desempenho de remoção destes compostos entre os processos de membrana. A microfiltração e ultrafiltração apresentam eficiências de remoção muito baixas, inferiores a 15%, contrariamente ao que se verifica para processos como a nanofiltração e a osmose inversa que proporcionam uma remoção quase completa destes compostos. Pode ser observada na Figura 4.4 a correspondência entre os intervalos de separação dos processos de membrana e alguns compostos orgânicos presentes em águas residuais. Mais informações sobre as eficiências de remoção dos compostos orgânicos emergentes pela nanofiltração e osmose inversa podem ser consultadas em Yangali-Quintanilla *et al.* (2010).

A remoção de compostos inorgânicos dissolvidos constitui uma das principais aplicações dos processos de membrana no tratamento de água (Zhou e Smith, 2002). No que se refere ao tratamento de águas residuais, tem sido utilizado para a remoção destes compostos processos como a nanofiltração e a osmose inversa. A osmose inversa tem demonstrado elevada eficiência na remoção de vários constituintes com interesse no âmbito da reutilização potável direta, nomeadamente, nutrientes, metais iónicos (incluindo metais pesados) e sais iónicos, embora a remoção dos dois últimos não seja total (ver Figura 4.4) (American Water Works Association, 1996; Garcia *et al.*, 2011 ;Hancock *et al.*, 2013; Kurt *et al.*, 2012). No caso da nanofiltração é aplicável a remoção da dureza da água (iões divalentes), a sua seletividade relativa aos iões monovalentes e

bivalentes é significativamente diferente, verificando eficiências de remoção elevadas no caso de iões multivalentes (Kurt *et al.*, 2012).

Tal como é possível constatar a microfiltração, ultrafiltração, nanofiltração e osmose inversa possuem uma larga aplicabilidade no tratamento de águas residuais, constituindo uma solução com relevância para a produção de água que cumpra todos os critérios de qualidade de água para o consumo humano a partir de um efluente secundário. Tendo em conta o tipo de compostos que cada processo remove, a fase de tratamento em que é aplicada e o mecanismo de separação, uma análise mais aprofundada do estado de arte destes processos de membrana é apresentada seguidamente agrupadas em dois grupos. Um primeiro grupo constituído pela microfiltração e ultrafiltração, e um segundo que abrange a nanofiltração e osmose inversa.

A microfiltração e a ultrafiltração são processos de membrana, microporosas, com mecanismos de separação similar, diferenciadas pelo tamanho nominal dos poros. O mecanismo de separação destes processos baseia-se no modelo *pore-flow*, onde o transporte das partículas ou moléculas através da membrana ocorre por um fluxo convectivo controlado por um gradiente de pressão entre os poros e a separação ocorre por exclusão por tamanho. Não se trata, porém, de um modelo unificado, tendo em conta que vários fatores relacionados com a tipologia e morfologia dos poros influenciam simultaneamente o processo de separação (Baker, 2004).

A principal diferença entre estes processos está relacionada essencialmente com o tamanho nominal dos poros, o que influencia diretamente os compostos que são capazes de remover. A microfiltração possui poros com diâmetros superiores a 0,05 μm , enquanto o tamanho dos poros da membrana de ultrafiltração varia entre 0,002 a 0,05 μm , sendo capaz de remover partículas mais finas. As membranas de microfiltração são capazes de remover compostos com peso molecular superior a 300000 Daltons, nomeadamente, sólidos em suspensão, partículas coloidais e bactérias. As membranas de ultrafiltração, por sua vez, possuem um *molecular weight cut-off* (MWCO) compreendido entre 300 e 300000 Daltons, atingindo níveis mais elevados de remoção, possuindo capacidade para remover microrganismos e sólidos dissolvidos com elevado peso molecular, como vírus, proteínas e glúcidos e algumas macromoléculas orgânicas (Asano *et al.*, 2007). Mais características destes processos de membrana são apresentadas na Tabela 4.8.

Tabela 4.8 - Resumo das principais características das membranas de MF e UF (adaptado de Asano *et al.*, 2007; Tchobanoglous *et al.*, 2004).

Parâmetros	Microfiltração	Ultrafiltração
Gama padrão de tamanho dos poros (μm)	Macroporos ($>0,05$)	Mesoporos ($0,002$ a $0,05$)
Gama de tamanho real de separação (μm)	0,08-2	0,005-0,2
Força motriz	Gradiente de pressão	Gradiente de pressão
Mecanismo de separação	Exclusão por tamanho dos poros (Sieve)	Exclusão por tamanho dos poros (Sieve)
Fluxo ($\text{L/m}^2 \cdot \text{dia}$)	400-1600	400-800
Tipo de módulo	Fibra oca, enrolada em espiral, placa plana e tubular	Fibra oca, enrolada em espiral, placa plana e tubular
Tipo de material	Acrilonitrile, polipropileno, polisulfone e politetrafluoreileno	Acetato de celulose, poliamidas aromáticas, polipropileno e polisulfone
Compostos tipicamente removidos	Sólidos em suspensão, turvação, oocistos e cistos e bactérias	Macromoléculas, colóides, vírus, proteínas e bactérias

De acordo com Wintgens *et al.* (2005), no tratamento de águas residuais, a microfiltração e a ultrafiltração têm sido largamente utilizadas na afinação de efluentes secundários destinada à redução de teores de sólidos, microrganismos e matéria orgânica. De um modo geral, a microfiltração é aplicada com a finalidade de remoção de sólidos suspensos e microrganismos, como protozoários e bactérias, enquanto a ultrafiltração destina-se a remover microrganismos como vírus e macromoléculas orgânicas. O permeado produzido por estes processos, após a desinfecção, satisfaz os critérios de qualidade de várias aplicações de reutilização de águas residuais tratadas que requerem uma qualidade de água menor (Asano *et al.*, 2007). Para as aplicações que requerem efluente com qualidade ultrapura, como a reutilização potável direta, por exemplo, é necessário a aplicação de processos como a nanofiltração ou osmose inversa, na sequência da microfiltração ou ultrafiltração. A MF e UF são também aplicadas em sistemas de tratamento de águas residuais, como pré-tratamento para a nanofiltração e a osmose inversa, por reduzirem a probabilidade de ocorrência de *fouling* das membranas através da redução do teor de sólidos suspensos do efluente (Masoudnia

et al., 2015). As vantagens e desvantagens da utilização destes processos no tratamento de águas residuais comparativamente aos processos convencionais podem ser observadas na Tabela 4.9.

Tabela 4.9- Vantagens e desvantagens da utilização da MF e UF comparativamente aos processos convencionais (adaptado de Asano *et al.*, 2007).

Vantagens	Desvantagens
Menor utilização de produtos químicos e consequentemente menor geração de resíduos;	Sistemas de elevada pressão requerem maiores consumos de eletricidade;
Necessidade de instalações de menor dimensão (equipamentos de membrana requerem menos 50 a 80 % do espaço comparativamente aos processos convencionais);	A necessidade de pré-tratamento para evitar a colmatção da membrana aumenta os custos do processo e a necessidade de espaço;
Menores requisitos de operação; podem ser facilmente automatizados;	Necessita de eliminação do concentrado;
Avanços tecnológicos permitem as membranas operarem a pressão menor, o que torna o custo de operação competitivo com os processos convencionais;	Requer substituição da membrana a cada 5 anos;
Remoção de cistos de <i>Giardia</i> , oocistos de <i>Cryptosporidium</i> e helmintas.	O fluxo do permeado diminui gradualmente ao longo do tempo. As taxas de recuperação são inferiores a 100%.

Na Tabela 4.10 apresentam-se as eficiências de remoção esperadas para o tratamento de um efluente secundário por membranas de microfiltração e ultrafiltração. De acordo com a Tabela 4.10, a ultrafiltração apresenta maiores eficiências de remoção, à exceção de contaminantes como os sólidos totais dissolvidos, nitratos, sulfatos e cloretos, em que o desempenho de remoção é similar. Devido à dimensão destes compostos, a sua remoção por estes processos de membrana é quase nula. Pode-se observar, no entanto, remoções quase totais para os sólidos suspensos totais (SST). Em contrapartida, a maior eficiência de remoção conseguida pela ultrafiltração, implica maiores consumos energéticos comparativamente com a microfiltração, por operar a pressões mais elevadas (Marecos do Monte e Albuquerque, 2010).

Tabela 4.10- Desempenho esperado para as membranas de MF e UF no tratamento de um efluente secundário (adaptado de Asano *et al.*, 2007).

Pâmetros	Eficiências de remoção				
	Rejeição	Microfiltração	Referência	Ultrafiltração	Referência
Carbono Orgânico Total (COT)	%	45-65	[1]	50-75	[1]
Carência Bioquímica de Oxigênio (CBO)	%	75-90	[1]	80-90	[1]
Carência Química de Oxigênio (CQO)	%	70-85	[1]	75-90	[1]
Sólidos Suspensos Totais (SST)	%	95-98	[1]	96-99,9	[1]
Sólidos Dissolvidos Totais (SDT)	%	0-2	[1]	0-2	[1]
NH ₄ ⁺ -N	%	5-15	[1]	5-15	[1]
NO ₃ ⁻ -N	%	0-2	[1]	0-2	[1]
PO ₄ ³⁻	%	0-2	[1]	0-2	[1]
SO ₄ ⁻²	%	0-1	[1]	0-1	[1]
Cl ⁻	%	0-1	[1]	0-1	[1]
Coliformes Totais ⁽¹⁾	log	2-5	[1]	3-6	[1]
Coliformes Fecais ⁽¹⁾	log	2-5	[1]	3-6	[1]
Protozoários ⁽¹⁾	log	2-5	[1]	>6	[1]
Vírus ⁽¹⁾	log	0-2	[1]	2-7	[1]
Turvação	%	95-98	[2]	95	[3]

[1] Asano *et al.*, 2007[2] Choksuchart *et al.*, 2002[3] Bhattacharya *et al.*, 2013)

Bhattacharya *et al.* (2013), num estudo piloto de avaliação da potencialidade de reutilização de águas residuais cinzentas com elevada carga orgânica tratadas por membranas de microfiltração e ultrafiltração, individualmente e em dois estágios (MF/UF), concluíram que o permeado produzido pelos processos analisados, satisfaz todos os critérios de qualidade requeridos para usos não potáveis como a rega agrícola e paisagística e usos urbanos (lavagem de ruas e veículos). Os resultados encontrados demonstraram um elevado desempenho de remoção de sólidos suspensos pelos processos em estudo, obtendo-se uma eficiência de remoção de 99% para ambos os processos. Relativamente a outros constituintes, como a carga orgânica (CBO₅ e CQO), SDT, sais iónicos e microrganismos, as maiores eficiências de remoção foram observadas para a ultrafiltração e para os processos usados em dois estágios. As eficiências de remoção obtidas para a CBO₅, CQO, SDT, condutividade e bactérias, utilizando a microfiltração foram de 95%, 75%, 12%, 39% e 96%, respetivamente, enquanto as eficiências correspondentes à ultrafiltração foram de 90%, 86%, 79% e

68%, respetivamente. No caso da utilização dos processos em dois estágios, as eficiências de remoção foram de 99%, 92%, 81% e 70% para a CBO₅, CQO, STD e condutividade, respetivamente. Comparando as taxas de eficiência de remoção obtidas com os valores esperados de remoção utilizando a UF e a MF no tratamento de um efluente secundário (ver Tabela 4.10), constata-se que com a exceção da CQO onde os valores são iguais, neste estudo obtiveram-se maiores taxas de remoção de CBO e STD, o que pode ser explicado pela tipologia da água residual estudada, que é uma água residual cinzenta. Estes autores verificaram, ainda, uma redução no desempenho das membranas MF e UF ao longo do tempo, evidenciada pela redução do fluxo e pela redução da remoção de CQO em ambos os processos, sendo mais significativa para as membranas de ultrafiltração.

Muthukumaran e Baskaran (2014) ao realizarem um estudo comparativo do desempenho de membranas cerâmicas e tubulares de microfiltração (tamanho dos poros igual a 1,4 µm) e ultrafiltração (MWCO igual a 1 kDa) no tratamento de um efluente secundário sintético verificaram resultados semelhantes aos observados por Bhattacharya *et al.* (2013) no que refere ao desempenho do processo ao longo do tempo. Estes autores verificaram um decréscimo gradual do fluxo do permeado ao longo do tempo, obtendo um declínio de 50% e 60% para a microfiltração e ultrafiltração, respetivamente. De acordo com aqueles autores, tal fato, é explicado pelo *fouling* da membrana causada principalmente por colmatantes, como matéria orgânica dissolvida e coloidal, que representam 50% dos colmatantes. Zheng *et al.* (2009) referem que as dimensões destes compostos que usualmente causam *fouling* variam entre 0,45 e 1,2 µm para os coloides e têm tamanhos inferiores a 0,45 µm no caso de matéria orgânica dissolvida. As taxas de colmatção de membrana (*Unified Membrane Fouling Index*, UMFI³) calculadas neste estudo indicam que a ultrafiltração (UMFI igual a 0,0584 m²/L) é muito mais suscetível ao *fouling* comparativamente à microfiltração (UMFI igual a 0,0044 m²/L), o que pode ser justificada pelo tamanho dos poros da UF, que são inferiores. No que refere a eficiências de remoção, os resultados obtidos para a remoção de turvação (95%) foram semelhantes às taxas observadas por Bhattacharya *et al.* (2013), enquanto as eficiências de remoção da CQO foram superiores para este estudo, tanto no caso da MF (> 80%), como da UF (> 95%). Os resultados gerais deste estudo demonstraram que o fenómeno *fouling* influencia negativamente o desempenho das membranas de MF e UF, sobretudo este último, reduzindo o fluxo da membrana e as taxas de remoção ao longo do tempo. Este estudo evidencia ainda, diferenças significativas no desempenho das membranas de MF e UF que são suscetíveis de ter impacto sobre a operação e manutenção destas membranas.

Para Abdessemed e Nezzal (2002) a microfiltração e a ultrafiltração são processos eficazes no tratamento de águas residuais para reutilização, no entanto, a colmatção da membrana poderá ser

³ UMFI expressa em m²/L, mede a potencialidade do caudal afluente para ocasionar *fouling* da membrana (Muthukumaran e Baskaran 2014) e foi calculado com base no modelo de Hermia (1982).

uma limitação para a utilização destes processos. Por outro lado, a utilização de processos como a coagulação e adsorção antecedendo a filtração, podem modificar a fração coloidal das águas residuais, que constituem um dos principais responsáveis pelo *fouling* de membranas. Estes autores analisando o desempenho de tratamento de uma água residual primária com membranas de ultrafiltração, tubulares e inorgânica, CarboSep M5 (MWCO igual a 10 kDa) e M2 (MWCO igual a 15 kDa), com utilização de processos como a coagulação e a adsorção como pré-tratamento, demonstraram uma redução do *fouling*, evidenciada pelo aumento do fluxo comparativamente à filtração sem pré-tratamento. Verificou-se um aumento de 46,6 % e 22% no fluxo do permeado com adição de um coagulante (FeCl_3 com concentração ótima igual a 120 mg/L e pH de 5,5) e de carvão ativado em pó (CAP), respetivamente. A coagulação proporciona a formação de flocos cuja dimensão não permite a colmatção dos poros. Na eficiência de remoção de compostos verificou-se uma redução significativa da concentração de CQO com a adição do coagulante e do PAC e uma remoção total da turvação.

De acordo com Clever *et al.* (2000), a microfiltração e a ultrafiltração têm sido extensamente utilizadas como processos de pré-tratamento pela sua eficácia na redução de teores de sólidos suspensos e prevenção de *fouling* das membranas de osmose inversa e nanofiltração. Qin *et al.* (2002) relatam uma redução do *fouling* de uma membrana de osmose inversa e aumento de 30 a 50% do fluxo do permeado, no tratamento de uma água residual proveniente de indústria metálica, utilizando como processo de pré-tratamento a ultrafiltração (fibra oca, MWCO igual a 50 kDaltons). Farahani *et al.* (2016), por sua vez, ao estudarem o desempenho de uma membrana de ultrafiltração como pré-tratamento para a osmose inversa e nanofiltração no tratamento de uma água residual proveniente de indústria petrolífera, também demonstraram a eficácia deste processo na prevenção de *fouling* da membrana, obtendo um permeado com um SDI (*Silt Density Index*⁴) inferior a 3 (valor recomendado em Asano *et al.* (2007)). Na literatura vários estudos têm demonstrado a eficácia da microfiltração e ultrafiltração na prevenção do *fouling* de membranas de osmose inversa e nanofiltração (Garcia *et al.*, 2011; Ozgun *et al.*, 2013; Zhang *et al.*, 2008; Zuo *et al.*, 2008).

Ozgun *et al.* (2013) através de um ensaio piloto fazem um estudo comparativo do desempenho de membranas de microfiltração (tamanho dos poros igual a 0,05 e 0,2 μm para MP005 e MV020, respetivamente) e de ultrafiltração (UC010, MWCO igual a 10 kDaltons) e de um reator biológico de membranas, utilizadas como processos de pré-tratamento para os processos de osmose inversa (BW30, MWCO variável entre 200 e 400 Daltons) e nanofiltração (NF270, MWCO variável entre 100 e 200 Daltons) no tratamento de uma água residual proveniente da indústria petrolífera, considerando diferentes pressões de operação (OI: 5,10,15 e 20 bar; NF: 3,6,9 e 12 bar). A maior eficiência de remoção de CQO e de condutividade foram obtidas para a combinação do reator biológico de

⁴ SDI teste que mede a potencialidade do caudal afluyente para ocasionar *fouling* das membranas de OI e NF. A maioria dos fabricantes destas membranas indicam um SDI inferior a 5, mas de acordo com Asano *et al.* (2007) é recomendável que seja menor que 3.

membranas (MBR) com a osmose inversa, enquanto maiores fluxos do permeado foram obtidas para a combinação UF/OI e MF MP005/OI. Analisando o desempenho individual dos processos de pré-tratamento maiores eficiências foram obtidas para o MBR, verificando 83% de remoção de CQO e 7,1% de remoção de condutividade. As eficiências obtidas para a MF, MP005 e MV020 foram iguais a 23%, 16% e 17% para CQO e 9,2%, 3,8% e 1,2% para a condutividade, respetivamente. Apesar de maior desempenho alcançado para o MBR como processo de pré-tratamento, foram verificadas eficiências de remoção muito similares entre as combinações MBR/OI, MF/OI e UF/OI, principalmente para as maiores pressões de operação estudadas, 15 e 20 bar (ver Figura 4.5 e Figura 4.6). Tal facto, enfatiza a necessidade de avaliar o desempenho conjunto dos processos, para além do desempenho individual do processo de pré-tratamento, a fim de obter melhores resultados, tanto a nível do fluxo do permeado, como no que diz respeito às eficiências de remoção. A seleção da MF ou UF como pré-tratamento deve basear-se essencialmente na adequação do processo às características das águas residuais, como referem Clever *et al.* (2000), mas também no desempenho conjunto dos processos como mostra Ozgun *et al.* (2013). Farahani *et al.* (2016) acrescentam, ainda, que a seleção do processo de pré-tratamento requer um estudo da viabilidade económica e da avaliação dos impactes ambientais do processo.

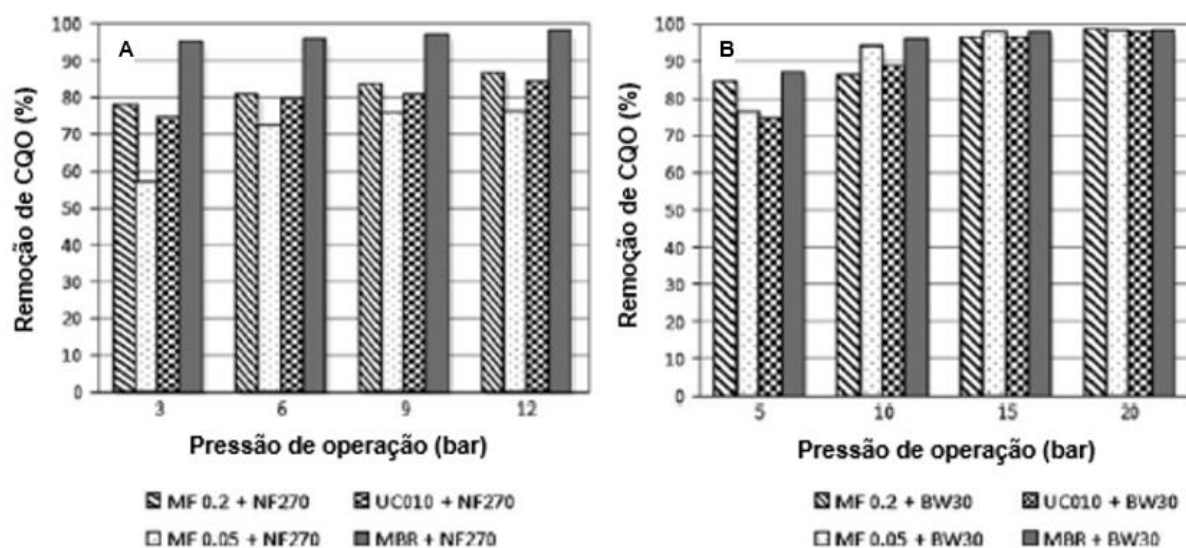


Figura 4.5- Comparação das eficiências de remoção de CQO para diferentes combinações de processos de pré-tratamento testados por Ozgun *et al.*, (2013): A- combinação dos processos de pré-tratamento com a nanofiltração; B- combinação dos processos de pré-tratamento com a osmose inversa.

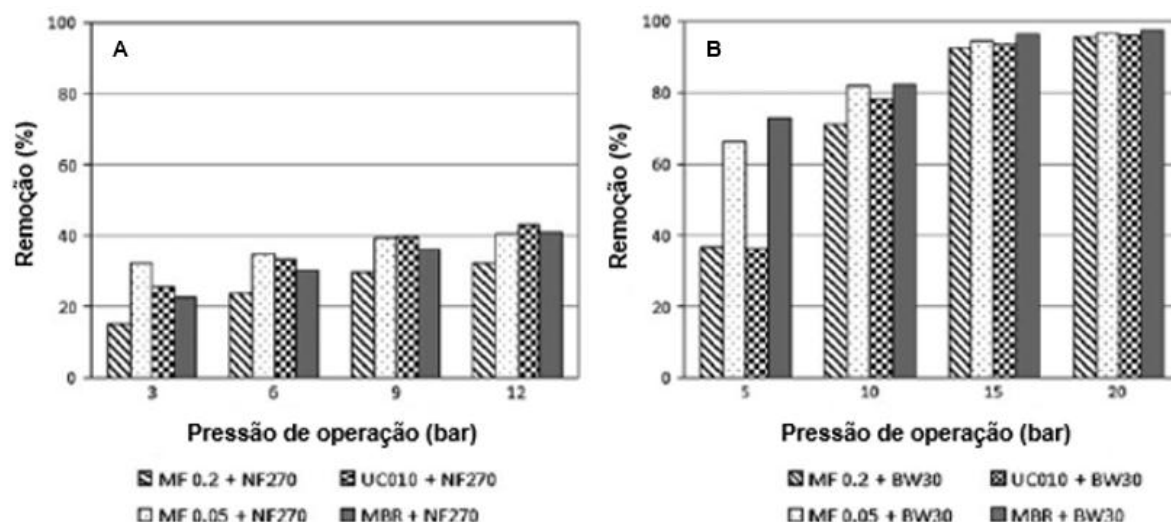


Figura 4.6- Comparação das eficiências de remoção da condutividade para diferentes combinações de processos de pré-tratamento testados por Ozgun *et al.*, (2013): A- combinação dos processos de pré-tratamento com a nanofiltração; B- combinação dos processos de pré-tratamento com a osmose inversa.

A osmose inversa e a nanofiltração são processos de separação por membranas utilizadas no tratamento de águas residuais que diferem da microfiltração e da ultrafiltração, principalmente pelo mecanismo de separação e pela porosidade. Embora acredite-se que a OI e a NF não possuam poros definidos como a MF e a UF, estes processos de membrana possuem intervalos de separação inferiores às membranas de MF e de UF (ver Tabela 4.8 e Tabela 4.11), possibilitando a remoção de partículas com dimensões inferiores a 10^{-2} μm , como sólidos dissolvidos e compostos vestigiais (Asano *et al.*, 2007; Yacubowicz e Yacubowicz, 2005).

A capacidade das membranas de OI e de NF para a remoção de sólidos dissolvidos permitiu que estes processos fossem intensivamente utilizados em sistemas de reutilização de águas residuais tratadas. O aumento da reutilização de águas residuais tratadas para fins que requerem maior qualidade de água, como a reutilização para usos potáveis e industriais, tornou a remoção destes compostos um dos objetivos fulcrais do processo de tratamento. O desenvolvimento tecnológico, recente, verificado para a OI e para a NF permitem alcançar altos níveis de remoção destes compostos a custos progressivamente mais baixos (Azaïs *et al.*, 2014). A OI e a NF têm sido utilizadas em sistemas de reutilização, como tratamento terciário avançado para a remoção de sólidos dissolvidos, como compostos orgânicos não biodegradáveis, fósforo, compostos de azoto, matéria coloidal e microrganismos (Pulido, 2016).

De acordo com Wenten *et al.* (2016), a OI desempenha um papel fundamental na remoção de sólidos dissolvidos no tratamento de águas residuais, tratando-se do processo de separação por membrana mais utilizado em sistemas de tratamento para esta finalidade. A membrana de osmose inversa é caracterizada por uma estrutura morfológica densa e um MCWO inferior a 300 Daltons, sendo capaz de remover compostos como sais aquosos, metais, dureza e compostos orgânicos

(Asano *et al.*, 2007). Wenten *et al.* (2016) referem que a OI constitui uma excelente tecnologia para a remoção de moléculas orgânicas, principalmente, com baixo peso molecular.

O mecanismo de separação que melhor descreve a separação de partículas em membranas de osmose inversa baseia-se no modelo solução-difusão. Segundo Baker (2004), a separação de partículas neste modelo, baseia-se na diferença de solubilidade e difusão dos solventes e solutos pelo material da membrana, que são difundidos através desta na direção de um gradiente de concentração. Existe, no entanto, alguma controvérsia relativamente a esse ser o modelo que melhor explica o mecanismo de separação da OI, um número restrito de autores defende que a separação neste processo ocorre pelo modelo *pore-flow* (Baker, 2004).

Com um MWCO superior a OI, compreendido entre 300 e 1000 Daltons, as membranas de NF são utilizadas principalmente para a remoção de matéria orgânica com baixo peso molecular e substâncias iônicas multivalentes (Asano *et al.*, 2007; Yacubowicz e Yacubowicz, 2005). As membranas de NF têm substituído as membranas de OI em várias aplicações devido à menor pressão de operação (menor consumo energético) e maiores taxas de recuperação (caudal permeado/caudal afluente), comparativamente a OI (Hilal, Al-Zoubi, Darwish, Mohammad, & Abu Arabi, 2004). A utilização deste processo no tratamento de águas residuais provenientes de várias origens, nomeadamente, indústria de curtumes (Ren *et al.*, 2010), indústria têxtil (Ellouze *et al.*, 2012; Kurt *et al.*, 2012), indústria petrolífera (Urgun-Demirtas *et al.*, 2012) e domésticas (Chon *et al.*, 2011; Chon *et al.*, 2012; Chon *et al.*, 2012) é relatada na literatura.

Assim como a OI, o mecanismo de separação da NF pode ser descrito pelo modelo solução-difusão (Mohammad *et al.*, 2015; Yacubowicz & Yacubowicz, 2005). No entanto, este mecanismo descreve apenas a separação de partículas eletricamente não carregadas, a separação nas membranas de NF baseia-se, ainda, na carga iônica do soluto. Esta característica está relacionada com a carga da superfície da membrana, existindo membranas que possuem capacidade para reter iões negativos e outras de reterem iões positivos. A maioria das membranas de NF são negativamente carregadas a pH neutro. A rejeição dos solutos iônicos ocorre por exclusão por tamanho (Shon *et al.*, 2013; Yacubowicz e Yacubowicz, 2005). Um resumo das principais características das membranas de osmose inversa e da nanofiltração pode ser observado na Tabela 4.11.

Tabela 4.11 - Resumo das principais características das membranas da NF e OI (adaptado de Asano *et al.*, 2007; Tchobanoglous *et al.*, 2004).

Parâmetros	Nanofiltração	Osmose inversa
Gama padrão de tamanho dos poros	Microporos (<2 nm)	Densa (<2 nm)
Gama de tamanho real de separação (µm)	0,001-0,01	0,0001-0,001
MWCO (Daltons)	300-1000	<300
Força motriz	Gradiente de pressão hidrostática	Gradiente de pressão hidrostática
Mecanismo de separação	Tamanho do poro (Sieve)+ solução/difusão+exclusão	Solução/difusão+exclusão
Tipo de módulo	Fibra oca e enrolado em espiral	Fibra oca e enrolado em espiral
Tipo de material	Acetato de celulose, poliamidas aromáticas e compósitos de filme fino	Acetato de celulose, poliamidas aromáticas e compósitos de filme fino
Compostos tipicamente removidos	Moléculas com baixo peso molecular, cor, dureza, bactéria, vírus e proteínas	Moléculas com baixo peso molecular, cor, dureza, nitratos, sulfatos, sódio e outros sais

A principal diferença entre a OI e a NF reside na diferente seletividade em relação aos íons monovalentes. Embora a NF possua elevadas taxas de rejeição de substâncias iônicas multivalentes, esta membrana possui uma baixa taxa de eficiência de remoção de íons monovalentes comparativamente à OI (Azaïs *et al.*, 2014; Mohammad *et al.*, 2015; Yacubowicz e Yacubowicz, 2005). Asano *et al.* (2007) e Mohammad *et al.* (2015) referem que a diferente seletividade da membrana de NF em relação aos sais iônicos monovalentes e multivalentes poderá ser uma vantagem ou desvantagem consoante a finalidade de utilização da água tratada.

A Tabela 4.12 apresenta as percentagens de rejeição de solutos nas membranas de NF e OI. De uma análise geral, pode constatar-se que a membrana de OI possui percentagens de rejeição superiores à NF, principalmente no que se refere a íons monovalentes. Na verdade, a OI produz um permeado com qualidade superior a qualquer processo de membrana com força motriz gradiente de pressão (ver Tabela 4.11).

Em sistemas de tratamento de águas residuais, a OI e NF são utilizadas na sequência de processos como filtração convencional, filtros de cartuxo, MF ou UF (Asano *et al.*, 2007). De acordo com Shon *et al.* (2013) e Wenten e Khoiruddin (2016), o pré-tratamento é fundamental para a produção de um caudal afluente às membranas de OI e de NF que cumpra todos os requisitos de qualidade necessários para a prevenção do *fouling* das membranas relacionada, principalmente, com a presença no efluente de matéria coloidal e de microrganismos. Vários estudos têm demonstrado a redução do *fouling* das membranas de NF e OI com a aplicação de processos de pré-tratamento como a MF e UF (Garcia *et al.*, 2011; Ozgun *et al.*, 2013; Zhang *et al.*, 2008; Zuo *et al.*, 2008). No tratamento de águas residuais com elevados teores de SDT é comum a utilização de OI e NF em dois estágios (NF/OI). De acordo com Leslie *et al.* (2005), neste tipo de sistemas a remoção de iões divalentes e trivalentes proporcionada pela NF, confere ao processo de OI maiores taxas de recuperação e menor *fouling* da membrana.

Tabela 4.12 - Eficiências de remoção típicas da NF e da OI.

Pâmetros	Eficiências de remoção				
	Rejeição	Nanofiltração	Referência	Osmose Inversa	Referência
Sólidos Dissolvidos Totais (SDT)	%	40-60	[1]	90-98	[1]
Sólidos Suspensos Totais (SST)	%	76,6-87,1	[2]	>91	[3]
Carbono Orgânico Total (COT)	%	90-98	[1]	90-98	[1]
Carência Química de Oxigênio (CQO)	%	98,4	[4]	99,6	[4]
Dureza	%	80-85	[1]	90-98	[1]
Cloreto de Sódio	%	10-50	[1]	90-99	[1]
Sulfato de Sódio	%	80-95	[1]	90-99	[1]
Cloreto de Cálcio	%	10-50	[1]	90-99	[1]
Sulfato de Magnésio	%	80-95	[1]	95-99	[1]
Nitrato	%	10-30	[1]	84-96	[1]
Atrazina	%	85-90	[1]	90-96	[1]
Proteínas	log	3-5	[1]	4-7	[1]
Bactérias ⁽¹⁾	log	3-6	[1]	4-7	[1]
Protozoários ⁽¹⁾	log	>6	[1]	>7	[1]
Vírus ⁽¹⁾	log	3-5	[1]	4-7	[1]
Alumínio	%	96	[5]	97-98	[6]
Arsênio	%	>90	[6]	94-96	[7]
Cádmio	%	>90	[6]	96-98	[7]
Cloretos	%	<50	[6]	94-95	[7]
Crômio	%	>90	[6]	96-98	[7]
Chumbo	%	96	[5]	96-98	[7]
Cobre	%	93	[5]	97-99	[7]
Cianeto	%	<50	[6]	90-95	[7]
Fluoretos	%	<50	[6]	94-96	[7]
Ferro	%	>90	[6]	98-99	[7]
Magnésio	%	94	[5]	96-98	[7]
Mercúrio	%	<50	[6]	96-98	[7]
Níquel	%	96	[5]	97-99	[7]
Sódio	%	<50	[6]	92-98	[7]
Sulfatos	%	>90	[6]	99+	[7]
Zinco	%	91	[5]	98-99	[7]

[1] (Asano *et al.*, 2007)[4] (Kurt *et al.*, 2012)

[7] (Pure Water Products, 2018)

[2] (Wu *et al.*, 2003)[5] (Chon *et al.*, 2011)[3] (Abdel-Jawad *et al.*, 1999)

[6] (Mulder, 1997)

Segundo Asano *et al.* (2007) as membranas de OI e NF têm sido utilizadas no tratamento de águas residuais destinadas à reutilizações como recarga de aquíferos, sistemas de aquecimento e refrigeração industriais, usos recreativos e ambientais e usos potáveis direto. Chon *et al.* (2012) através de um estudo piloto avaliaram o desempenho da combinação MBR-NF na recuperação de um efluente primário proveniente da ETAR de Gwangju (Japão), com o objetivo da sua reutilização, utilizando três membranas de nanofiltração de compósito fino, NE40 (MCWO: 1000 Da), NE70 (MCWO: 350 Da) e NE90 (MCWO: 210 Da). Estes autores analisaram a remoção de vários constituintes com interesse no contexto da reutilização de águas residuais tratadas, nomeadamente, carga orgânica, nutrientes (fósforo e azoto), produtos farmacêuticos e de higiene pessoal e metais, concluindo que estes compostos podem ser significativamente removidos pela combinação MBR/NF. No que refere à carga orgânica, verificaram uma remoção completa de CQO e uma remoção de carbono orgânico dissolvido (COD) igual a 75%, 87% e 94% para a NF NE40, NE70 e NE90, respetivamente. As maiores taxas de remoção de COD foram determinadas para os menores MWCO, o que indica que a rejeição deste composto é fortemente influenciada por esta característica da membrana. No entanto, o mesmo não se verificou para a condutividade, a maior percentagem de remoção verifica-se para o NE40 (maior MWCO), o que demonstra que este parâmetro é mais influenciado pelo potencial zeta da superfície da membrana (NE40: -24,1 a pH 5,97; NE70: -20,4 a pH 5,84; e NE90: -15,3 a pH 5,99) do que pelo MWCO. A Tabela 4.13 apresenta as percentagens de remoção destes parâmetros para NE40, NE70 e NE90.

Tabela 4.13 – Resultados médios de remoção de contaminantes por MBR/NF (adaptado de Chon *et al.*, 2012).

Parâmetros	Concentrações				Eficiências de remoção (%)			D.L. 152/17 (Anexo I)
	MBR	NE40	NE70	NE90	NE40	NE70	NE90	
pH	5,78	5,74	5,78	5,95	N.A.	N.A.	N.A.	6,5-9
Condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	258	49,6	181	110,6	81	30	57	2500
COD (mg C/L)	6,13	1,54	0,79	0,39	75	87	94	-
CQO (mg O_2/L)	5,9	N.D.	N.D.	N.D.	100	100	100	-
UV-254 nm (cm^{-1})	0,125	0,031	0,018	0,007	75	86	94	-
SUVA ($\text{L mg}^{-1} \text{m}^{-1}$)	2,04	2,01	2,32	1,66	N.A.	N.A.	N.A.	-

SUVA - *specific UV absorbance*; N.D.- não detetado; N.A.- não aplicável.

A remoção de metais tóxicos em sistemas de reutilização de águas residuais tratadas é fundamental devido aos riscos ambientais e para a saúde humana inerentes à presença destes compostos (US.EPA, 2012). As percentagens de remoção de metais e metaloides verificados por Chon *et al.* (2012) podem ser observadas na Tabela 4.14. Foram verificadas para as membranas de NF NE90 elevadas eficiências de remoção para a maior parte dos metais estudados, com a exceção

do boro e cádmio, onde a remoção foi apenas 18% e 5%, respetivamente. Os metais como cálcio, magnésio, níquel, boro e sílica não foram efetivamente removidos pelas membranas NE40 e NE70.

Tabela 4.14 - Resultados médios de remoção de metais e metaloides por MBR/NF (adaptado de Chon *et al.*, 2012).

Pâmetros	Concentrações				Eficiências de remoção (%)			D.L 152/17 (Anexo I)
	MBR	NE40	NE70	NE90	NE40	NE70	NE90	
Alumínio (µg/L)	10,6	1,8	1,14	0,78	83	89	93	200
Cádmio (µg/L)	0,21	1,38	2,13	0,2	-557	-914	5	5
Cálcio (mg/L)	26,6	14,28	17,83	2,41	46	33	91	-
Crómio (µg/L)	0,61	0,08	0,1	0,04	87	84	93	50
Cobalto (µg/L)	0,35	0,09	0,08	0,02	74	77	94	-
Cobre (µg/L)	79,58	27,06	16,43	10,78	66	79	86	2000
Ferro (µg/L)	16,95	0,97	0,74	0,97	94	96	94	-
Chumbo (µg/L)	2,05	1,76	5,52	0,64	14	-169	69	25
Magnésio (µg/L)	8,32	4,65	3,34	0,7	44	60	92	-
Manganês (mg/L)	19,39	3,94	4,24	0,6	80	78	97	0,05
Níquel (µg/L)	16,45	16,84	11,91	3,04	-2	28	82	20
Arsénio (µg/L)	2,72	3,91	0,33	0,22	-44	88	92	10
Boro (µg/L)	32	33,45	29,89	26,34	-5	7	18	1000
Sílica (mg/L)	3,88	2,85	4,2	0,67	27	-8	83	-

A Tabela 4.15 apresenta os valores obtidos por Chon *et al.* (2012) para as percentagens de remoção dos nutrientes fósforo e azoto. De uma análise geral, pode constatar-se que a remoção do fósforo pelas membranas em estudo foi mais significativa comparativamente à remoção dos compostos de azoto, com exceção da NF NE90 que registou eficiências de remoção consideráveis para ambos os nutrientes. As percentagens de remoção alcançadas pela NE90 para o fosforo total (94%) e azoto total (76%) foram similares aos valores observados por Voorthuizen *et al.* (2005) para uma membrana de OI.

Tabela 4.15 - Resultados médios de remoção de nutrientes por MBR/NF (adaptado de Chon *et al.*, 2012)

Parâmetros	Concentrações				Eficiências de remoção (%)			D.L. 152/17 (Anexo I)
	MBR	NE40	NE70	NE90	NE40	NE70	NE90	
Azoto Total (mg N/L)	36,52	27,03	33,47	8,67	26	8	76	-
Nitritos (mg N/L)	0,06	0,06	0,04	0,02	0	33	67	0,5
Nitratos (mg N/L)	31,37	26,57	30,27	8,42	15	4	73	50
Amónia (mg N/L)	5,75	4,41	5,68	1,37	23	1	76	0,5
Fósforo Total (mg P/L)	7,92	1,69	0,72	0,46	79	91	94	-
Fosfatos (mg P/L)	7,73	1,67	0,68	0,3	78	91	96	-

Apesar das concentrações vestigiais dos produtos farmacêuticos e de higiene pessoal nas águas residuais, limitando tanto a sua remoção como a deteção, a sua presença em efluentes tratados pode causar efeitos adversos para a saúde pública (Chon *et al.*, 2012; Garcia *et al.*, 2011). Chon *et al.* (2012) estudaram a remoção de onze produtos farmacêuticos e de higiene pessoal usualmente presentes em águas residuais. As percentagens de remoção podem ser observadas na Tabela 4.16. Da análise desta tabela, pode constatar-se que houve uma remoção significativa de compostos pela membrana de NF NE90, com percentagens de remoção da maior parte dos compostos superior a 70%. No entanto, o mesmo não se verificou para a NF NE40 e NE70, o que pode ser explicado pela diferença de MWCO. De acordo com Chon *et al.* (2012), as maiores eficiências de remoção foram alcançadas para os compostos com carga iónica negativa (por exemplo, o diclofenaco, ibuprofeno, glimepirida e naproxeno), o que demonstra que a remoção de produtos farmacêuticos e de higiene pessoal pela NF é influenciada tanto pelo MWCO, como pela carga iónica dos solutos.

Tabela 4.16 - Resultados médios de remoção de produtos de higiene pessoal e farmacêuticos por MBR/NF (adaptado de Chon, *et al.*, 2012).

Pâmetros	Concentrações (ng/L)					Eficiências de remoção (%)		
	Afluente	MBR	NE40	NE70	NE90	NE40	NE70	NF90
Acetaminofeno	921,3	748,1	651,9	628,5	513,9	13	16	31
Atenolol	40,5	27,8	20,9	11,1	10,5	25	60	62
Carbamazepina	2076,6	2438,9	1435,6	671,2	431,1	41	72	82
Clopidrogel	37,9	11,2	6,9	1,9	1,9	38	83	83
Diclofenaco	278,6	137,6	19,1	N.D.	N.D.	86	100	100
Dilatin	58,0	58,3	34,4	20,2	12,8	41	65	78
Ibuprofeno	145,3	108,3	66	48	1,5	39	56	99
Iopromide	664,1	371	229,9	141,5	96,4	38	62	74
Glimepirida	760,1	651,9	308,6	140,4	77,5	53	78	88
Naproxeno	182,8	81,7	45,5	N.D.	N.D.	44	100	100
Sulfametoxazol	136,4	51,6	32,1	28,4	13,9	38	45	73

De uma análise geral dos resultados obtidos por Chon *et al.* (2012) numa perspetiva de reutilização potável direta, pode-se constatar que a água produzida pela combinação MBR/NF para todas as membranas estudadas estão em conformidade com as normas de água para consumo humano estabelecidas pelas Diretrizes da WHO, pelo regulamento português Dec-Lei 152/17 e também com o regulamento cabo-verdiano Dec-Lei 8/2004. O manganês e a amónia constituem o único parâmetro que não está em conformidade com as normas acima mencionadas, no entanto, de acordo com as Diretrizes da WHO (2011), a sua presença em água para o consumo humano não oferece riscos para a saúde pública. O COD não é regulamentado pelas normas acima mencionadas, no entanto, a sua remoção é fundamental no contexto da reutilização potável direta por estar relacionada com a formação de subprodutos (SBD) de desinfecção na água. As concentrações médias de COD verificadas nos permeados dos três NF estudados (NE40:1,54 mg C/L; NE70: 0,79 mg C/L; NE90:0,39 mg C/L), encontram-se de acordo com os valores limites exigidos pelo regulamento japonês (5 mg C/L) (Matsuda, 2004). Por outro lado, o SUVA calculado (rácio entre a UV-254 e o COD) para o permeado de NE40 e de NE70 é superior a $2 \text{ L mg}^{-1} \text{ m}^{-1}$, o que indica a potencialidade de formação de trihalometanos (THMs) (EPA 2012).

Moon *et al.* (2005) através de um estudo piloto compararam o desempenho das membranas de OI (RE4040-FL) e de NF (NE4040-90) na remoção de COD de um efluente proveniente das instalações de restauração e dormitório do Instituto de Ciência e Tecnologia de Gwangju (Gwanju, Correia Sul), com o objetivo de reutilização para produção de água potável. A sequência de tratamento do ensaio piloto foi constituída por um sistema de MBR, seguida por membranas de MF/OI ou MF/NF. A

remoção de COD ao longo do tempo pelas combinações MBR/OI e MBR/NF podem ser observadas na Figura 4.7.

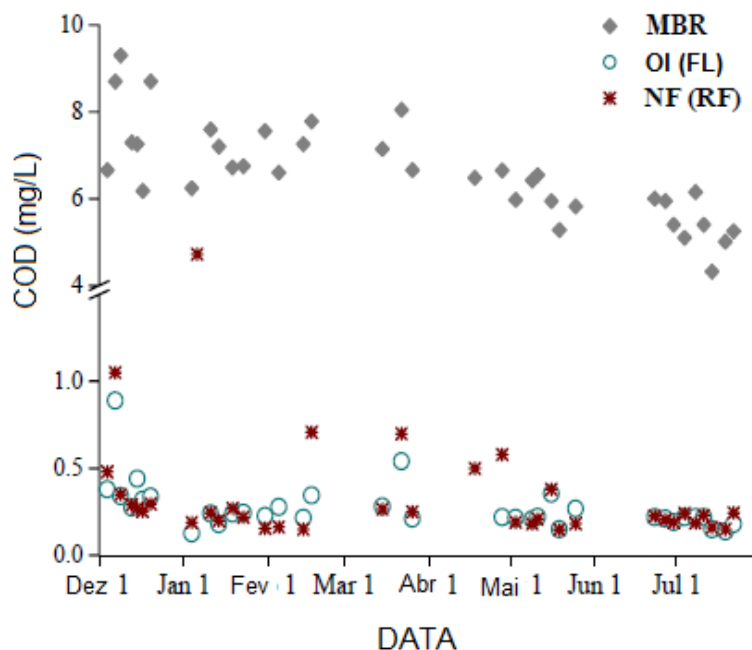


Figura 4.7 – Remoção de Carbono Orgânico Dissolvido por MBR e pelas membranas de OI e NF (adaptado de Moon *et al.* 2005).

Apesar de verificar-se maiores oscilações na concentração de COD no permeado da NF ao longo do tempo de ensaio, o teor final de COD na água produzida por ambas as membranas foi similar, igual a 0,2 mg C/L. As combinações MBR/OI e MBR/NF mostraram-se capazes de remover o COD para concentrações aceitáveis para água potável, considerando a remoção da fração orgânica relacionada com a formação de subprodutos de desinfecção. Verificou-se melhor desempenho de remoção de COD para a combinação MBR/NF utilizada por Moon *et al.* (2005), comparativamente às combinações utilizadas por Chon *et al.* (2012).

Choi *et al.* (2016) avaliaram a viabilidade de produção de água que satisfaça todos os critérios de qualidade de água para o consumo humano, a partir de um efluente secundário proveniente da ETAR de Guri-si, Gyeonggi-do, Coreia do Sul, utilizando as membranas de OI e de osmose direta (OD), individualmente e combinado (OD/OI). As membranas de OD têm sido cada vez mais utilizadas devido ao baixo consumo de energia e menor propensão ao *fouling*, quando utilizadas como pré-tratamento para OI reduz substancialmente a colmatção da membrana (Hancock *et al.*, 2013). Estes autores avaliaram 58 parâmetros de qualidade (ver Choi *et al.* (2016)), entre os quais, estéticos, SPD, pesticidas, microrganismos, orgânicos e inorgânicos, de acordo com as normas sul coreanas estipuladas para água para consumo humano. A análise da conformidade da qualidade dos permeados produzidos com o regulamento sul coreano de qualidade de água para o consumo humano, pode ser observada na Figura 4.8.

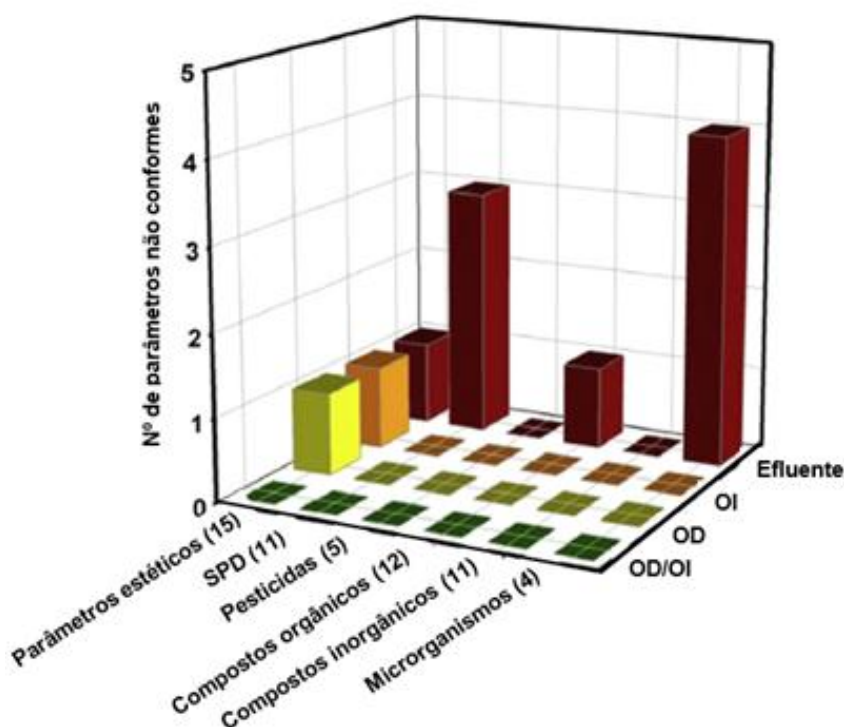


Figura 4.8 – Análise da conformidade da qualidade dos permeados de OI, OD e OD/OI com os critérios de qualidade de água sul coreano para consumo humano (adaptado de Choi *et al.*, 2016).

Não obstante o desempenho significativo das membranas de OI e OD, individualmente, alcançando eficiências de remoção superiores a 99% para a maior parte dos compostos analisados, pode-se constatar pela análise da Figura 4.8, que os permeados produzidos por estas membranas não estão em conformidade com a norma de qualidade de água para o consumo no que refere aos parâmetros estéticos. As concentrações de permanganato de potássio e de cloretos nos permeados produzidos pelas membranas de OI e OD, respetivamente, são superiores aos valores máximos admissíveis. Apesar do permanganato de potássio constituir um parâmetro estético, de acordo com Choi *et al.* (2016), as concentrações verificadas no permeado podem indicar a presença de micropoluentes orgânicos e inorgânicos na água que oferecem riscos para a saúde humana. No que refere a presença de cloretos, segundo WHO (2011), as concentrações superiores a 250 mg/L podem atribuir sabor à água. Por outro lado, a combinação OD/OI produziu um permeado que satisfaz todos os 58 critérios de qualidade de água para o consumo humano analisados por Choi *et al.* (2016). Para estes autores a combinação OD/OI poderá ser uma potencial tecnologia de tratamento para produção de água para consumo humano a partir de um efluente secundário.

O desempenho das combinações MF/OI e MF/NF na remoção de compostos orgânicos vestigiais usualmente presente em águas residuais é demonstrado pelo estudo realizado por Garcia *et al.* (2011). Estes autores avaliaram a remoção de compostos orgânicos vestigiais de um efluente secundário numa instalação de grande escala e em escala piloto. Na instalação de grande escala, localizada na Ânglia Oriental (Reino Unido), foram avaliados a remoção de vinte e dois compostos

orgânicos vestigiais, entre os quais, produtos farmacêuticos e disruptores endócrinos, utilizando a combinação MF/OI. Com a exceção de EDTA, naftaleno (NAPH), estrona (E1), 22'44'-tetrabromo definil éter (BDPE 47) e 22'44'5-pentabromo definil éter (BDPE 99), obtiveram eficiências de remoção significativas (superiores a 75%) para todos os compostos analisados (ver Figura 4.9). Dos 22 compostos estudados, 10 apresentaram concentrações no permeado da OI inferiores aos seus limites de detecção. A remoção dos compostos pela MF foi praticamente nula, com a exceção do bis-(2-etilhexil) falato (DEHP) e BDPE 47, 99, 100 e 153 que foram significativamente removidos por estarem usualmente associados aos sólidos suspensos.

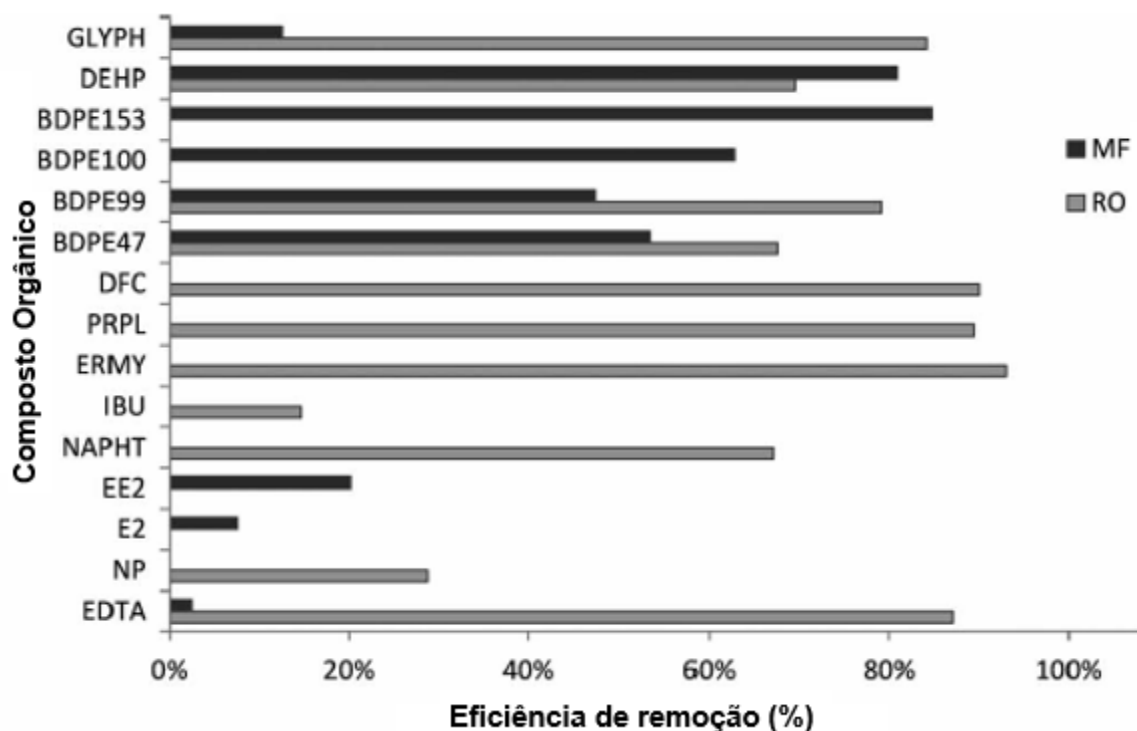


Figura 4.9 – Eficiência de remoção de compostos orgânicos por MF/OI numa instalação de grande escala (adaptado de Garcia *et al.* 2011).

No ensaio piloto, Garcia *et al.* (2011) avaliaram a remoção de um composto farmacêutico ativo, o ibuprofeno (IBU) e de um disruptor endócrino, o nonilfenol (NP), através da utilização de duas membranas de OI (LC LE-4040 e LC HR-4040), ambos com MWCO igual a 100 Da, e de uma membrana de NF (NF 270-4040, MWCO igual a 200 Da). As taxas de remoção dos compostos para todas as membranas estudadas excederam 99%, a concentração final de IBU variou entre 0,005 e 0,14 µg/L, enquanto as concentrações de NF foram inferiores ao limite de detecção. O melhor desempenho de remoção verificado para o ensaio piloto comparativamente à instalação de grande escala, no que refere à remoção de IBU e NP, pode ser justificado pelo impacto do envelhecimento da membrana de RO sobre a rejeição na instalação de grande escala.

Embora as membranas de NF e OI sejam capazes de alcançar elevadas eficiências de remoção, o *fouling* constitui um dos principais desafios à aplicação destes processos em sistemas de reutilização

de águas tratadas. O *fouling* reduz o desempenho e o tempo de vida útil das membranas, aumentando o custo do processo de tratamento (Mohammad *et al.*, 2015; Plakas e Karabelas, 2012; Shanmuganathan *et al.*, 2015). Alturki *et al.* (2010) num estudo piloto do desempenho das membranas de NF e OI na recuperação de efluente proveniente de um MBR para reutilização potável indireta, avaliaram a propensão ao *fouling* de quatro membranas (OI: BW30 e ESPA2; NF: NF270 e NF90) relativamente a um efluente secundário sintético, através da monitorização do fluxo do permeado ao longo do tempo. Verificaram uma diminuição do fluxo do permeado para as membranas BW30 e NF90, embora menos acentuada no primeiro caso. Vrijenhoek *et al.* (2001) referem que o *fouling* das membranas está fortemente relacionado com o grau de rugosidade da sua superfície. De fato, BW30 e NF90 (62,3 e 63,9 nm, respetivamente) possuem maior rugosidade comparativamente a ESPA2 e NF270 (30 e 4,1 nm, respetivamente), onde não foi verificado um declínio significativo do fluxo da membrana ao longo do tempo (ver Figura 4.10). As maiores percentagens de remoção foram verificadas para a membrana ESPA2, com eficiências de remoção superiores a 95% ou abaixo do limite de deteção dos 40 compostos orgânicos vestigiais estudados, nomeadamente, produtos farmacêuticos ativos, disruptores endócrinos, produtos industriais e pesticidas com peso molecular compreendido entre 151,2 g/mol e 454,6 g/mol (ver Alturki *et al.* (2010)). Para Alturki *et al.* (2010), os resultados obtidos demonstram que, para além do pré-tratamento, a seleção adequada da membrana de OI e NF poderá mitigar o efeito do *fouling*.

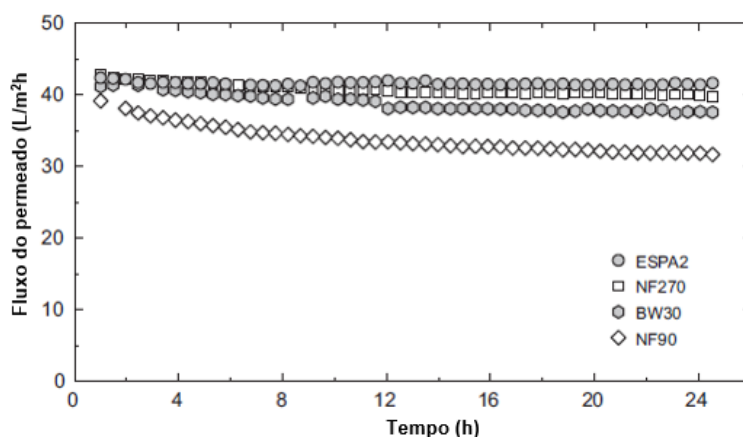


Figura 4.10 – Evolução do fluxo do permeado ao longo do tempo para ESPA2, NF270, BW30 e NF90, a temperatura de 25 °C (adaptado de Alturki *et al.*, 2010).

Bellona *et al.* (2012), por sua vez, ao compararem o desempenho das membranas ESPA2 e NF270 na recuperação de um efluente para reutilização potável indireta, obtiveram resultados diferentes dos alcançados por Alturki *et al.* (2010). Verificaram um maior declínio do fluxo do permeado da membrana ESPA2 comparativamente a NF270. A análise da evolução do fluxo do permeado ao longo do tempo, foi realizada utilizando um permeado proveniente de uma membrana de MF, pertencente a uma instalação real de tratamento de um efluente terciário para recarga de aquíferos. Os diferentes resultados obtidos por estes autores podem ser explicados pela diferente

tipologia das águas residuais analisadas. De acordo com Bellona *et al.* (2012), o principal material colmatante da ESPA2 foram os compostos inorgânicos como carbonato de cálcio e sílica, que não estiveram presentes na constituição da água residual sintética utilizada por Alturki *et al.* (2010).

Por outro lado, no que refere à avaliação da eficiência de remoção dos compostos, ESPA2 foram atingidas maiores percentagens de remoção comparativamente a NF270, com eficiências de remoção superiores a 90% para todos os compostos dissolvidos analisados (ver Figura 4.11). A percentagem de remoção de NF270 foi nula para os nitratos e inferior a 40% para potássio, cloretos, sódio e sílica. As maiores eficiências de remoção do NF270 foram observadas para os compostos com carga iónica negativa, tendo sido obtidas concentrações no permeado inferiores ao limite de deteção ou abaixo de 10 ng/L. Apesar das principais limitações da utilização do NF270 relacionadas principalmente com a baixa remoção dos nitratos, Bellona *et al.* (2012) referem que esta membrana poderá ser uma alternativa promissora para o tratamento de águas residuais destinadas à reutilização, por reduzir os custos de energia comparativamente à OI, devido à menor propensão ao *fouling* e aos maiores fluxos.

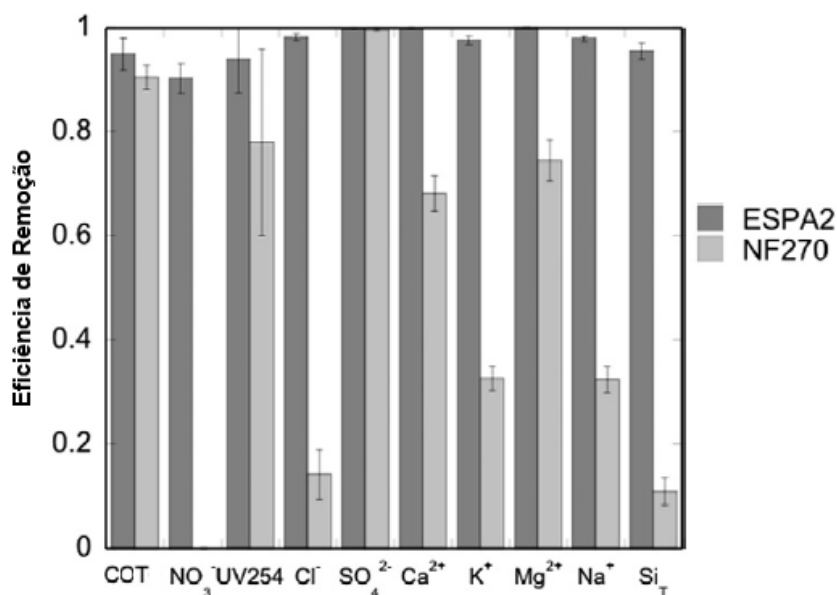


Figura 4.11 – Comparação das eficiências de remoção das combinações MF/ESPA2 e MF/NF270 (adaptado de Bellona *et al.*, 2012).

4.5. Participação e percepção pública

O carácter inovador dos projetos de reutilização de águas residuais tratadas, aliado à origem e às características do efluente, justifica alguma relutância na sua aceitação pública. No entanto, a aceitação dos projetos de reutilização de água residuais tratadas, assume, uma importância decisiva para a sua implementação (Marecos do Monte e Albuquerque, 2010).

De acordo com Nellor e Millan (2010), a aceitação pública dos projetos de reutilização é influenciada pela finalidade da aplicação. Po *et al.* (2003) através de uma revisão da literatura também identificaram, entre outros fatores, o tipo de aplicação, como um dos aspetos que influenciam a percepção pública relativamente à reutilização de águas residuais tratadas. Outros aspetos como o nível socioeconómico, a confiança que o público deposita sobre a entidade gestora do projeto e sobre o conhecimento científico, os custos, a origem e as características das águas residuais, também foram identificados como fatores que influenciam a aceitação pública.

Estudos realizados nas décadas de 70 e 80 do século passado, citados por (Nellor e Millan, 2010) nos Estados Unidos da América (EUA) sobre a percepção pública relativamente à reutilização, indicam que a aceitação pública dos projetos de reutilização de águas residuais tratadas destinadas a usos potáveis têm menor aceitação comparativamente aos usos não potáveis. A aceitação é progressivamente relutante à medida que as aplicações implicavam maior contacto da água reutilizada com o corpo humano. Marks (2006) obteve resultados semelhantes ao analisar a percepção pública de um conjunto de projetos de reutilização potável e não potável implementados nos EUA, nas últimas décadas.

Apesar dos avanços tecnológicos verificados nas últimas décadas permitirem a produção de água para o consumo humano que cumpra todos os requisitos de qualidade, a partir de águas residuais tratadas, na literatura vários autores consideram a aceitação pública um dos principais desafios para a implementação de projetos de reutilização potável direta (Schroeder *et al.*, 2012). Pisani (2006) refere que a barreira psicológica constitui o principal obstáculo para a implementação de projetos de reutilização potável direta, considerando a aceitação pública uma pedra angular no desenvolvimento de projetos de reutilização para fins potáveis. Em comum, também Asano *et al.* (2007) referem que a aceitação pública constitui um dos maiores obstáculos à reutilização para usos potáveis. Vários estudos de aceitação pública deste tipo de reutilização demonstram que mais de 50% dos inquiridos opõem-se a esse tipo de reutilização.

Haddad *et al.* (2010) estudaram a percepção pública sobre a reutilização potável direta e indireta de cinco cidades dos EUA (San Diego, San Jose, Philadelphia, Oregon e Phoenix). Uma das principais conclusões deste estudo indica que a oposição à reutilização de águas residuais para usos potáveis está relacionada com a fraca confiança relativamente às tecnologias de tratamento e à entidade gestora do projeto. Um quarto dos inquiridos que se opuseram à implementação de projetos de reutilização potável, mudaram de opinião à medida que foram informados sobre as tecnologias disponíveis. A utilização de mensagens como “todas as águas podem ser reutilizadas” e “as

tecnologias de tratamento de água são eficientes”, melhorou a percepção dos inquiridos sobre a reutilização potável, contribuindo para que mais de metade considerassem a possibilidade da implementação deste tipo de projeto.

Wilson e Pfaff (2008) estudaram a percepção de vários grupos sociais da cidade de Durban (África do Sul) relativamente à reutilização de águas residuais tratadas para fins potáveis, com o objetivo de identificar objeções de carácter religiosos ou filosóficos a esta prática. De um modo geral, os inquiridos demonstraram algum desconforto para a aceitação da reutilização de águas residuais tratadas para fins potáveis, no entanto, mostraram-se dispostos a aceitar a implementação desta prática, no caso de se garantir a fiabilidade do processo de tratamento e o envolvimento do público. As principais conclusões deste estudo foram: não foram identificadas quaisquer objeção de carácter religioso à prática da reutilização potável; a relutância para a aceitação da reutilização em Durban está relacionada com a origem e características das águas residuais e com a confiança sobre as tecnologias disponíveis; os inquiridos estão dispostos a considerar ideias inovadoras em prol da sustentabilidade; questões relacionadas com a equidade e a justiça social influenciam a aceitação da reutilização potável, por parte de alguns grupos sociais.

Para Marks (2006) o envolvimento do público constitui um requisito necessário para a introdução de soluções inovadoras de desenvolvimento de recursos hídricos, havendo necessidade de diálogo entre toda comunidade, incluindo governantes, profissionais da área, media, empresas e grupos interessados, bem como o público em geral. A tomada de decisões deve contribuir para um resultado sustentável, que inclua não só um sistema proposto pelo proponente. Rensburg (2016) refere que a percepção pública sobre a reutilização potável está intrinsecamente ligada à educação e ao conhecimento da proposta de projeto.

De acordo com Marecos do Monte e Albuquerque (2010) a estratégia de comunicação com o público constitui um fator determinante para a aceitação dos projetos de reutilização de águas residuais tratadas, por permitir o envolvimento do público no processo. Os casos de projetos de reutilização potável direta que não foram implementados devido à relutância da aceitação pública, estão intimamente relacionados com falhas nas estratégias de comunicação para a aceitação pública. São os casos dos projetos de San Diego (Califórnia, EUA) e de Toowoomba (Austrália) (Pratesi, 2017). Em Toowoomba, para a averiguação da aceitação pública do projeto foi realizado um referendo em 2006, de acordo com os resultados obtidos, 62% da população opôs-se à implementação do projeto de reutilização potável direta na cidade. Para Pratesi (2017) a relutância para a aceitação do projeto é justificada pela ineficiente estratégia de comunicação com o público, permitindo um envolvimento tardio da população no projeto. O programa de comunicação foi iniciado apenas 10 semanas antes do referendo. No caso de San Diego foram realizadas duas tentativas de implementação de projeto de reutilização potável direta. A primeira tentativa de implementação do projeto, iniciada em 1991, foi abandonada devido à pressão pública, foram realizados vários tipos de manifestações contra o projeto apoiadas por pequenos grupos de opositores. No entanto, devido à crescente escassez de água da cidade, em 2011 as autoridades locais iniciaram uma nova estratégia

de comunicação com o público, apostando fortemente em ações de educação ambiental e divulgação do projeto, conseguindo, desta feita, a aprovação pública do projeto, aceitação passou de 26% em 2004 para 73% em 2012. O projeto encontra-se ainda em fase de concepção (Lahnsteiner *et al.*, 2017). A estratégia de comunicação para a aceitação pública da reutilização potável direta aplicada à Califórnia, incluindo San Diego, pode ser consultada em Dugan (2014).

As instituições *California Urban Water Agencies*, *WaterReuse California* e *National Water Research Institute* organizaram em 2010 um *workshop* com o objetivo de identificar as principais lacunas de investigação e barreiras a serem abordadas no âmbito do desenvolvimento da prática da reutilização potável direta como estratégia de gestão de recursos hídricos. Um dos aspectos identificados como tendo prioridade de investigação é a aceitação pública. Os participantes do *workshop* identificaram cinco tarefas como sendo prioritárias no que refere à aceitação pública da implementação de projetos de reutilização potável direta na Califórnia (Tchobanoglous *et al.*, 2011):

- Desenvolvimento de terminologia adequada - é necessário desenvolver uma terminologia para a reutilização de água, que seja compreendida tanto pelos *stakeholders*, como consistente com os regulamentos, por forma a suscitar credibilidade e confiança no processo;
- Identificar e conhecer os *stakeholders* - para o envolvimento das partes interessadas no projeto é fundamental conhecer e aceitar as suas perspetivas;
- Desenvolver mensagens - as mensagens devem ser desenvolvidas refletindo as perspetivas das partes interessadas, para quebrar barreiras psicológicas e responder às suas preocupações. Devem incluir a terminologia adequada;
- Desenvolver estratégias de comunicação - o desenvolvimento da estratégia de comunicação deve: incorporar experiências anteriores; identificar o tipo de informação e o método de comunicação mais eficaz, baseando-se nas tarefas anteriormente propostas; definir estratégias de comunicação para o líder comunitário, comunicação social, os decisores e para os opositores;
- Implementação da estratégia de comunicação.

São exemplos de sucessos de aceitação pública de reutilização potável direta, os projetos de reutilização atualmente implementados, nomeadamente, o projeto de Windhoek (Namíbia), Beaufort West (África do Sul), Malahleni (África do Sul), Big Spring (Texas, EUA) e Cloudcroft (Novo México, EUA).

4.6. Casos reais de reutilização potável direta

Devido ao agravamento da escassez dos recursos hídricos em muitas regiões do mundo, a reutilização potável direta é uma prática cada vez mais comum. O primeiro projeto de reutilização de águas residuais tratadas como reforço de origem de água bruta para produção de água potável foi implementado em 1968 na cidade de Windhoek (Namíbia). Nas últimas décadas foram implementados projetos de reutilização potável direta na África do Sul (Beaufort West e Malahleni) e

nos EUA (Texas: Big Spring e Wichita Falls; e New Mexico: Cloudcroft). Existem, ainda, projetos em fase de concepção em El Paso (Texas, EUA), Brownwood (Texas, EUA) e em San Diego (Califórnia, EUA).

A Tabela 4.17 apresenta os principais projetos de reutilização potável direta do mundo e um resumo das suas características, nomeadamente, a origem do afluente, capacidade de produção, sequência de tratamento, proporção de mistura do efluente com fontes convencionais de água bruta e tratamento adicional. Para além da situação de escassez de recursos hídricos que caracteriza as regiões, motivando a implementação da prática de reutilização potável direta, estes projetos têm em comum aspetos como, a mistura do efluente com água proveniente de fontes convencionais (tratadas ou bruta) e a utilização de processos de membrana na sequência de tratamento (com a exceção do projeto de Windhoek). Seguidamente apresenta-se uma breve descrição dos principais casos de reutilização potável direta do mundo.

Tabela 4.17 - Resumo das características dos principais projetos de reutilização potável direta do mundo (adaptado de Lahnsteiner *et al.*, 2017).

Projeto	Tipo de efluente	Capacidade (m³/dia)	Sequência de tratamento	Mistura: efluente/água de fonte convencional (%)	Tratamento adicional
Windhoek, Namíbia (2002)	Secundário	21 000	CAP→Pré-O ₃ → coagulação→FAD→filtro de areia→O ₃ →CAB→CAG→ UF→Cl ₂ →NaOH	35/65 (Água de barragens tratada e água subterrânea)	N.A.
Beaufort West, África do Sul (2011)	Secundário	2 000	Cl ₂ →decantação→Cl ₂ →filtro de superfície→UF→OI→OA→Cl ₂	20/80 (Água de barragem tratada e água subterrânea)	N.A.
Big Spring, Texas, EUA (2013)	Terciário	7 600	Cl ₂ → decantação→Cl ₂ →filtro de superfície→UF→OI→OA→Cl ₂	15/85 (Água de barragem bruta e água superficial bruta)	ETA
Wichita Falls, Texas, EUA (2014-2015)	Secundário	19 000	Cl ₂ →NH ₃ →coagulação→sedimentação→MF→OI→UV	50/50 (Água superficial bruta)	ETA
Cloudcroft, New México, EUA (2011)	Proveniente de MBR	379	OI→OA (H ₂ O ₂ +UV)→Cl ₂	49/51 (Água subterrânea)	UF→UV→CAG→NaOCl
Brownwood, Texas, EUA	Terciário	5 700	Cl ₂ →UF→NH ₃ →Cl ₂ →OI→CAG→UV→NH ₃ →Cl ₂	Água superficial tratada	N.A.
El Paso, Texas, EUA (2020)	Terciário	27 300	MF→NF/OI→AO		N.A.

AO- Oxidação avançada; CAB- Carvão ativado biológico; CAG- Carvão ativado granulado; CAP- Carvão ativado em pó; FAD-Flotação por ar dissolvido; N.A.- Não aplicável; UV- Radiação ultravioleta

4.6.1. Windhoek, Namíbia

O primeiro projeto de reutilização de águas residuais tratadas para produção de água potável a nível mundial, foi implementado em 1968 na cidade de Windhoek, capital da Namíbia (National Council Research, 1998). A cidade de Windhoek, localizada num dos países mais áridos da África-Subsariana, é caracterizada por períodos de secas cíclicas, com uma precipitação média anual de 360 mm e uma taxa de evapotranspiração de 3 400 mm (Pisani, 2006). O crescimento populacional da cidade, aliada à intensificação dos períodos de secas e sobre-exploração dos recursos hídricos subterrâneos, contribuíram para que as principais fontes de água (água subterrânea e superficial) se tornassem insuficientes para satisfazer as necessidades de água à população. O desenvolvimento de novas fontes alternativas de água, como a reutilização potável direta, tornou-se necessário para fazer face à escassez (Pisani, 2006; Lahnsteiner e Lempert, 2007).

A Estação de Recuperação de Água da Goereangab, em Windhoek, inicialmente, possuía a capacidade de produção de água de 4 300 m³/dia. A utilização das águas residuais como reforço de água bruta para produção de água para consumo humano baseou-se na separação dos efluentes industriais dos efluentes domésticos e posterior mistura com água superficial proveniente de barragens da Goereangab. As águas residuais tratadas representavam 12% do volume de água do sistema de abastecimento público de Windhoek e eram misturadas com água potável proveniente de fontes convencionais (barragens e furos) (Pisani, 2006; Menge, 2010). A sequência de tratamento utilizada pode ser observada na Figura 4.12.

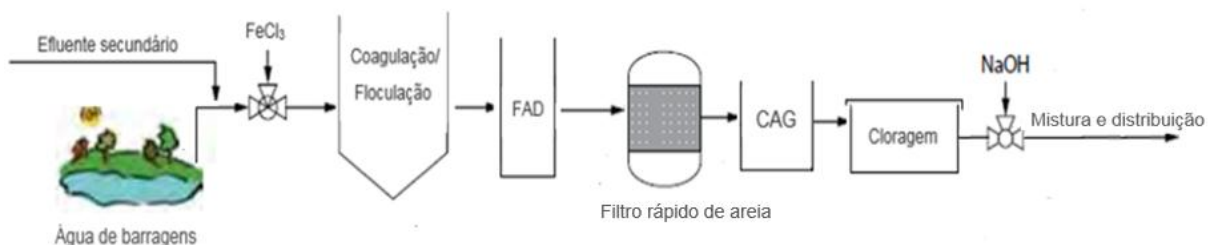


Figura 4.12 - Esquema de tratamento da antiga Estação de Recuperação de Água da Goereangab: FAD-flotação por ar dissolvido (adaptado de Pisani, 2006).

Em 1997 após sucessivos processos de reabilitação, a Estação de Recuperação de Água da Goereangab passou a ter capacidade de produzir 7500 m³ de água por dia. No entanto, para fazer face ao crescimento populacional de Windhoek (5%), foi necessário a construção, em 2002, de uma nova Estação de Recuperação de Água da Goereangab, com capacidade de produzir 21000 m³ de água potável por dia (Pisani, 2006). De acordo com este autor, os efluentes secundários tratados passaram a representar 35% do volume de água potável produzido em Windhoek. As águas residuais produzidas na antiga Estação de Recuperação de Água da Goereangab são, atualmente, destinadas

à irrigação de parques e campos desportivos. A Figura 4.13 apresenta o esquema de tratamento da nova Estação de Recuperação de Água da Goereangab.

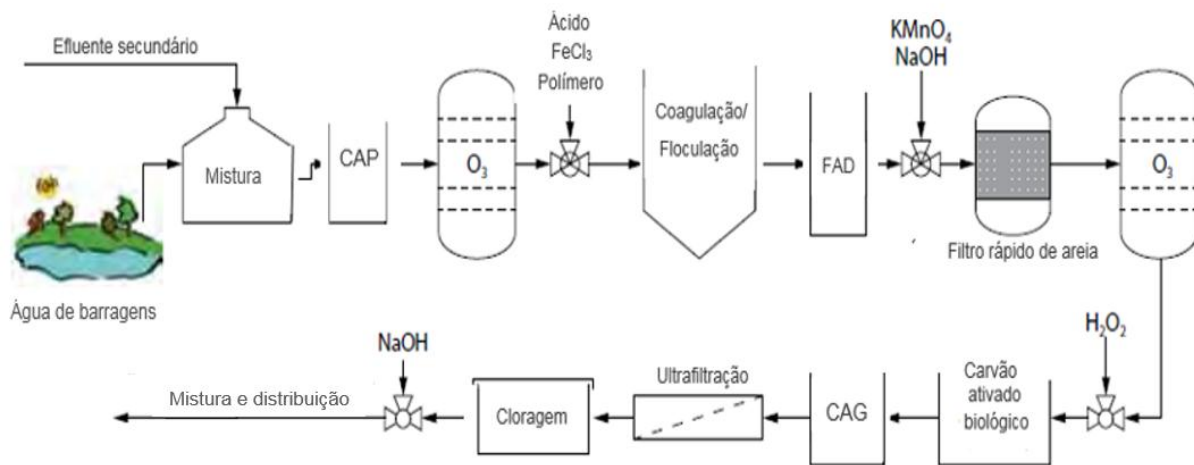


Figura 4.13 – Esquema de tratamento da nova Estação de Recuperação de Água da Goereangab: FAD- flotação por ar dissolvido (adaptado de Khan, 2013)

A sequência de tratamento da nova Estação de Recuperação de Água da Goereangab inclui para além dos processos unitários da antiga estação, novos processos como a ozonização e a ultrafiltração. O sistema de tratamento baseia-se no princípio de múltiplas barreiras, ou seja, foram utilizados um conjunto de operações sequenciais e independentes para garantir a produção de água em conformidade com as normas de qualidade de água potável. Para Tchobanoglous *et al.* (2011) a utilização do princípio de múltiplas barreiras constitui uma pedra angular em projetos de reutilização potável direta por garantir a fiabilidade do sistema de tratamento e mitigar os riscos para a saúde pública. Segundo Menge (2010) e Rensburg (2016), foram estabelecidas três classes de barreiras na Estação de Recuperação de Água da Goereangab:

- barreiras de não-tratamento - separação dos efluentes industriais das águas residuais domésticas; monitorização rigorosa e contínua de todo o ciclo de produção; mistura do afluente (volume máximo 35%) com água proveniente de fontes convencionais;
- barreiras de tratamento - direcionada para os contaminantes (as barreiras estabelecidas para cada contaminante podem ser observadas em Menge (2010));
- barreiras de operação - não são usualmente utilizadas, mas consistem em *backup* ou capacidades adicionais a processos já existentes. São exemplos, o carvão ativado em pó (CAP) e o carvão ativado granulado (CAG).

Rensburg (2016) refere que a monitorização da qualidade de água, para o cumprimento dos requisitos de água para o consumo humano, é realizada em tempo real e em laboratório para todo o ciclo de produção. Por não existir qualquer documento normativo que estabeleça os critérios de reutilização potável direta, na Estação de Recuperação de Água da Goereangab são adotados requisitos de qualidade estabelecidos para água para consumo pelas Diretrizes da WHO e pelos

regulamentos normativos da Namíbia e da África de Sul. Para além, dos requisitos de qualidade do efluente final, foram estabelecidos ainda critérios intermédios de tratamento. Os requisitos de qualidade do efluente final e os critérios intermédios adotados na Estação de Recuperação de Água da Goereangab podem ser observadas em Pisani (2006).

No que refere à avaliação dos potenciais efeitos para a saúde humana resultantes da reutilização potável direta realizada em Windhoek, as informações disponíveis são escassas, para além, das metodologias utilizadas gerarem incertezas quanto à extrapolação dos resultados. De acordo com Crook (2010), um estudo epidemiológico foi realizado em Windhoek entre 1976 e 1983, com o objetivo de averiguar a relação entre surtos de doenças diarreicas e o consumo da água potável proveniente da reutilização de águas residuais tratadas. Apesar de não se verificar qualquer relação entre os surtos e a reutilização de águas residuais tratadas para o uso potável, o National Council Research (1998) defende que devido às limitações deste estudo e às características socioeconómicas particulares da cidade, os resultados não podem ser extrapolados para outras regiões do mundo. Lahnsteiner e Lempert (2007) referem que ao longo do tempo de funcionamento do projeto nunca foram observados quaisquer registos de surtos de doença e efeitos negativos para a saúde pública atribuídas ao consumo da água recuperada.

Pisani (2006) e Rensburg (2016) referem que a aceitação pública constitui um dos principais desafios para a implementação da reutilização potável direta. Boucher *et al.* (2011) ao realizarem um estudo da perceção pública sobre a qualidade da água para o consumo de Windhoek, 93% dos 1 832 inqueridos afirmaram consumir esta água para beber e 84% referem que a qualidade é aceitável. No entanto, não obstante os esforços que vêm sendo realizado pelo Governo da Namíbia para a divulgação, 44% dos inqueridos desconhecem que as águas residuais constituem uma fonte de produção da água potável da cidade.

Para Tchobanoglous *et al.* (2011), o caso de Windhoek evidencia que a reutilização de águas residuais tratadas poderá ser uma alternativa técnica e economicamente viável para produção de água potável que satisfaça todos os critérios de qualidade e a aceitação pública, sobretudo em regiões caracterizadas por elevada escassez de água. Encontra-se, atualmente, em planeamento uma expansão da Estação de Recuperação de Água da Goereangab devido ao acelerado crescimento populacional da cidade.

4.6.2. Beaufort West, África do Sul

A cidade de Beaufort West, localizada numa das regiões mais áridas da África do Sul, é afetada por períodos de seca cíclicas, contribuindo para a escassez dos recursos hídricos da cidade. Com o crescimento populacional e a redução das precipitações esperadas devido às alterações climáticas, perspetiva-se um potencial agravamento deste cenário de escassez (Khan, 2013). Neste contexto, foi implementado em Beaufort West, no ano de 2011, um projeto de reutilização de águas residuais

tratadas, como o reforço de origem de água bruta para produção de água potável, com capacidade de produção igual a 2 000 m³/dia (Lahnsteiner *et al.*, 2017).

A Estação de Recuperação de Água de Beaufort West é constituída por um sistema de tratamento convencional terciário, combinado com processos avançados como a combinação das membranas MF/OI e a oxidação avançada (UV/H₂O₂). De acordo com Lahnsteiner *et al.*(2017), o efluente produzido excede os critérios de qualidade de água para consumo humano, no entanto, antes da distribuição é misturada com água tratada proveniente de fontes superficiais e subterrâneas, e armazenada num tanque de retenção. O efluente produzido representa 20% da água bruta utilizada para a produção de água para consumo. O esquema de reutilização potável direta de Beaufort West é apresentado na Figura 4.14.

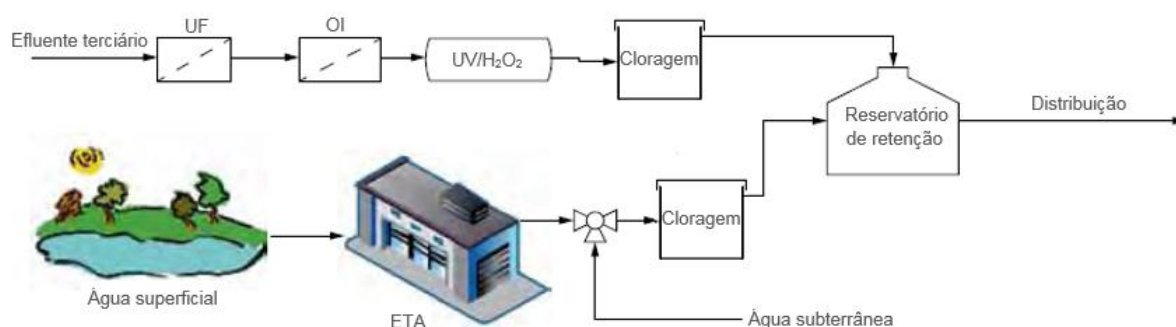


Figura 4.14 – Esquema de reutilização potável direta de Beaufort West (adaptado de Khan, 2013)

O projeto de Beaufort West, não é, porém, o único caso de reutilização potável direta da África do Sul. Em Emalahleni, cidade localizada na região norte de África do Sul, a reutilização de efluentes provenientes de exploração mineira, como reforço de origem de água bruta para produção de água potável, vem sendo praticada desde 2007 (Günther *et al.*, 2009). No entanto, a informação existente na literatura sobre este projeto é deficitária.

4.6.3. Texas, EUA

No estado do Texas, EUA, caracterizado por ocorrência regular de situações de seca, a escassez de recursos hídricos constitui um dos principais obstáculos para o desenvolvimento socioeconómico (Phillips *et al.*, 2013). Para fazer face à crescente escassez de água, várias cidades do estado de Texas, nomeadamente, Big Spring, Wichita Falls, El Paso e Brownwood, têm apostado em novas fontes alternativas de desenvolvimento de recursos hídricos, como a reutilização potável direta. Em Big Spring e Wichita Falls os projetos de reutilização foram implementados no ano de 2013 e 2014, respetivamente, enquanto em El Paso e Brownwood os projetos encontram-se ainda em fase de conceção (Lahnsteiner *et al.*, 2017; Pratesi, 2017; Tchobanoglous *et al.*, 2011).

A Estação de Recuperação de Água de Big Spring possui capacidade para produzir 7600 m³ de água por dia. A sequência de tratamento baseia-se na utilização da combinação dos processos de membrana MF/OI, seguidos de oxidação avançada (ver Figura 4.15). O efluente produzido é misturado com água bruta proveniente de origens superficiais, que após um período de retenção são tratados na Estação de Tratamento de Água da Bring Spring por processos convencionais. As águas residuais representam 15% das fontes de água bruta do sistema de abastecimento público da cidade (Lahnsteiner *et al.*, 2017).

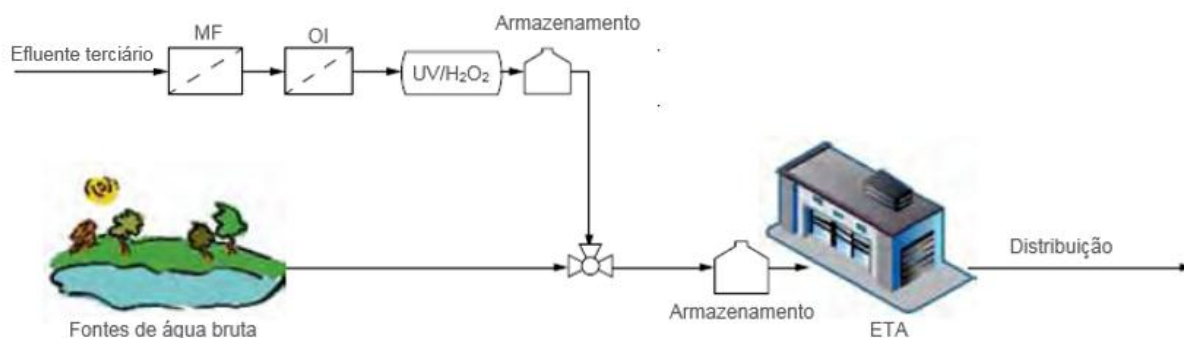


Figura 4.15 – Esquema de reutilização potável direta de Big Spring (adaptado de Khan, 2013).

Khan (2013) refere que, não obstante o elevado consumo de energia das membranas de osmose inversa, a sua utilização para a remoção de sólidos dissolvidos na Estação de Recuperação de Água de Big Spring, constitui uma etapa fundamental, permitindo reduzir o número de processos unitários utilizados. Um estudo comparativo do consumo de energia pelos processos avançados utilizados na sequência de tratamento e o consumo associado a captação de fontes de água convencionais, no caso de Big Spring, demonstra, no entanto, que estes consumos são muito aproximados.

Segundo Tchobanoglous *et al.* (2011), a implementação do projeto de Big Spring teve uma aceitação pública positiva. Para tal, foram realizadas várias palestras abertas ao público, divulgação através dos média (rádio e jornais) com o objetivo de alertar para a necessidade de novas fontes alternativas de água.

Face à situação de seca severa, foi implementada em Wichita Falls no ano de 2014 um projeto de emergência, para reutilização de efluentes domésticos como reforço de origem de água bruta para produção de água para o consumo humano. À semelhança do esquema de reutilização de Big Spring, também foi utilizado em Wichita Falls a combinação MF/OI no tratamento de um efluente terciário. O permeado da membrana de OI era armazenado numa lagoa e misturada com água superficial bruta na proporção 1:1, sendo posteriormente tratada por processos convencionais antes da distribuição. Apesar do sucesso do projeto, em Julho de 2015 foi convertida em reutilização potável indireta pelo aumento da frequência de precipitações nesse ano (Lahnsteiner *et al.*, 2017).

O início de funcionamento do projeto de reutilização da cidade de El Pazo está previsto para o ano de 2020, enquanto em Brownwood, embora o projeto tenha tido aprovação da Comissão de

Qualidade Ambiental do Texas e a aceitação pública, a implementação do projeto foi interrompida. Mais informações acerca destes projetos podem ser consultadas na Tabela 4.17.

4.6.4. Cloudcroft, New Mexico (EUA)

Localizada no estado norte americano, Novo México, Cloudcroft é uma pequena cidade turística com uma população residente de aproximadamente 1000 habitantes, que aumenta para mais de 2000 habitantes durante os fins de semana e feriados (Tchobanoglous *et al.*, 2011). O aumento exponencial da população num curto período de tempo, aliado à diminuição da frequência de precipitação, originaram sérios desequilíbrios entre a necessidade e a disponibilidade de água, conduzindo a carência de água potável na cidade (Khan, 2013).

Para fazer face à deficiente disponibilidade de água da cidade, foi implementado em 2011 um projeto de reutilização de águas residuais tratadas para a produção de água potável. São produzidos nas instalações de tratamento de águas residuais um caudal de 379 m³/dia. O caudal do efluente produzido é misturado com água bruta proveniente de fontes convencionais e são armazenadas num tanque de retenção com um tempo de retenção de duas semanas, sendo posteriormente tratadas antes da distribuição. A água bruta de mistura corresponde a 51% do volume total armazenado (Tchobanoglous *et al.*, 2011). O sistema de tratamento de reutilização potável direta da Cloudcroft é apresentado na Figura 4.16.

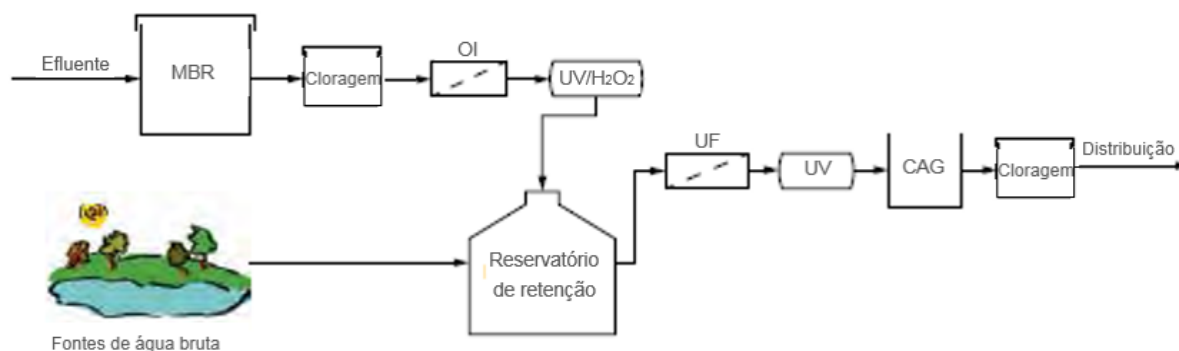


Figura 4.16 – Esquema de reutilização potável direta da Cloudcroft, New Mexico (adaptado de Khan, 2013).

De acordo com Tchobanoglous *et al.* (2011), a aceitação do sistema de reutilização de Cloudcroft pelas autoridades governamentais deve-se à utilização no esquema de tratamento, barreiras como os processos de osmose inversa e a oxidação avançada, a mistura do efluente com água bruta proveniente de fontes convencionais, bem como o tratamento da mistura após um período de retenção. A mistura do efluente com água bruta e posterior retenção, permitiu com que as autoridades governamentais de Cloudcroft definissem o processo como sendo reutilização potável indireta (Tchobanoglous *et al.*, 2011). No entanto, este projeto tem sido largamente reconhecido como reutilização potável direta (Khan, 2013). No que respeita à perceção pública, Livingston (2011) refere que a aceitação pública e o apoio do projeto tem sido positivo. Ao longo da execução do projeto

foram envolvidas a comunidade em geral, entidades públicas e privadas e organizações da sociedade civil (Tchobanoglous *et al.*, 2011).

5. CARATERIZAÇÃO DO ESTUDO DE CASO: MINDELO, SÃO VICENTE (CABO VERDE)

5.1. Enquadramento geográfico do arquipélago de Cabo Verde e da ilha de São Vicente

O arquipélago de Cabo Verde localiza-se no oceano Atlântico, a cerca de 450 km da costa ocidental Africana, entre as latitudes de 17°13' N e 14°48' N e as longitudes de 22°42' W e 25°22' Oeste. O arquipélago é constituído por dez ilhas, das quais nove são habitadas, agrupadas de acordo com os ventos alísios dominantes em dois grupos (Figura 5.1): as ilhas do Barlavento (Santo Antão, São Vicente, Santa Lúzia; São Nicolau, Sal e Boa Vista); e as ilhas do Sotavento (Brava, Fogo; Santiago e Maio) (Pinto, 2010).



Figura 5.1- Enquadramento geográfico do arquipélago de Cabo Verde (Pinto, 2010).

A ilha de São Vicente situa-se a nordeste do arquipélago, entre os paralelos 16°46' e 16°55' de latitude a Norte e os meridianos de 24°51' e 25°05' de longitude a Oeste de Greenwich, integrando o grupo das ilhas do Barlavento (ver Figura 5.2). Com um comprimento máximo de 24250 m e largura de 16250 m, a ilha de São Vicente possui uma área total de 227 km², representando 5,6 % do total da superfície habitada do arquipélago (Garcia, 2010).



Figura 5.2 - Enquadramento geográfico da ilha de São Vicente no arquipélago de Cabo Verde (Alves, 2013).

Não obstante a sua pequena dimensão, São Vicente constitui a segunda ilha mais populosa do arquipélago, com uma população de 81 862 habitantes (INE, 2016). Em termos administrativos, a ilha de São Vicente é constituída por um único concelho, homónimo, e por uma única freguesia, a de Nossa Senhora da Luz. As principais localidades da ilha são: Salamansa, Mindelo, Lameirão, Ribeira de Calhau, Ribeira de Julião, São Pedro, Norte de Baía, Larazeto e Ribeira da Vinha. A maior parte da população concentra-se no centro urbano da ilha, a cidade de Mindelo.

5.2. Clima

O arquipélago de Cabo Verde localiza-se na região climática sahelina, caracterizada por um clima árido e semiárido, com fraca e variável ocorrência de precipitação e uma elevada taxa de evapotranspiração (INMG, 2007). À semelhança de outros países shaelinos, Cabo Verde apresenta duas estações climáticas distintas: uma estação seca, mais fria e ventosa, compreendida entre os meses de Dezembro e Junho; e uma estação húmida e quente que ocorre entre os meses de Agosto e Outubro (Semedo, 2004). De acordo com Amaral (2007), a região climática de Cabo Verde é influenciado por três principais massas de ar: o anticiclone dos Açores, a linha de convergência intertropical (ventos Alísios) e a monção do Atlântico Sul, que traz os ventos quentes e húmidos (sul e sudoeste), responsável pelas precipitações de verão.

São Vicente constitui uma das ilhas mais áridas do arquipélago, com uma precipitação média anual inferior a 100 mm (ver Figura 5.3). Da análise da precipitação média anual ocorrida no período de 1960 à 2010, na cidade de Mindelo, apresentada na Figura 5.3, pode-se constatar que a ocorrência de precipitações na ilha de São Vicente é escassa, podendo atingir nos anos mais secos uma precipitação média anual inferior a 20 mm. No período de 1960 a 1998 verificou-se na ilha de São Vicente, uma predominância de precipitação média anual inferior a 100 mm. Após o ano de 1998 verificou-se uma tendência crescente da precipitação média anual da ilha da São Vicente atingindo em 2010 uma precipitação média anual superior a 200 mm. Não obstante, de acordo com a Primeira Comunicação Nacional para a Convenção Quadro das Nações Unidas para Mudanças Climáticas, devido às alterações climáticas, a precipitação das ilhas de Cabo Verde sofrerá um decréscimo de 20 a 30% até 2030, tendo como referência o ano de 1999 (INMG, 2000).

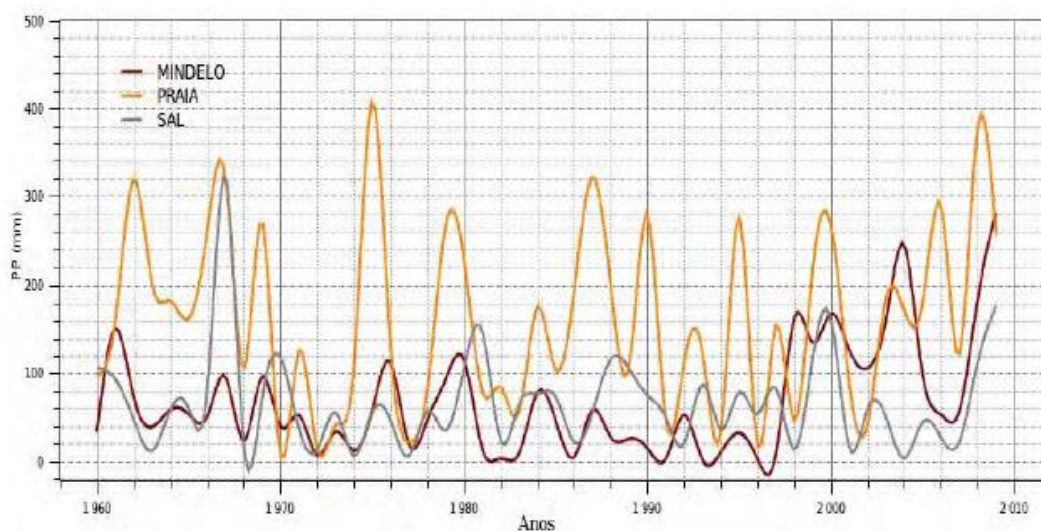


Figura 5.3 – Precipitação média anual observada na cidade de Mindelo, da Praia e na ilha do Sal, no período de 1960 a 2010 (INMG, 2010).

De acordo com o Esquema Regional de Ordenamento de Território (EROT, 2012), os ventos predominantes e que caracterizam o clima da ilha de São Vicente são: os ventos Alísios nordestes, frescos e secos, que circulam na direção NE-SW; a monção do Atlântico Sul, vento húmido e quente responsável pelas chuvas torrenciais; e Harmatão, massa de ar quente e seco proveniente do deserto de Sahara. Na Figura 5.4 pode-se observar a variação da velocidade média anual do vento na ilha de São Vicente no período de 1998 a 2014.

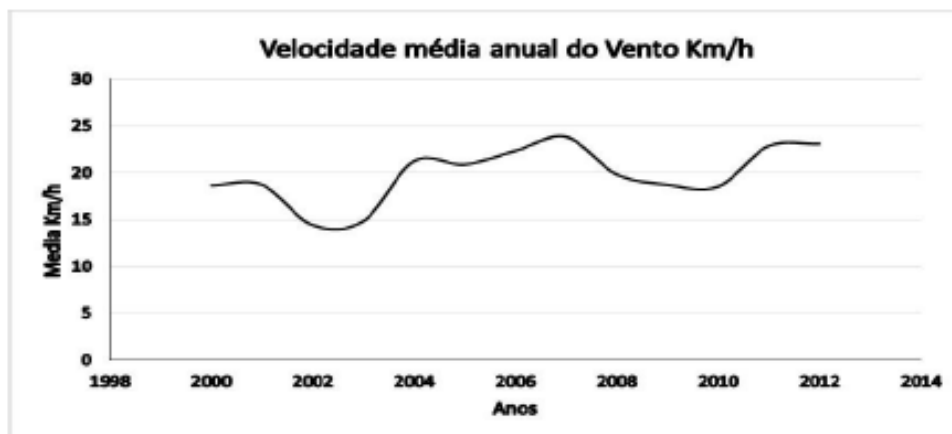


Figura 5.4 – Velocidade média anual do vento observada na ilha de São Vicente no período de 1998 a 2012 (Alves, 2013).

O Harmatão tem influência sobre a humidade relativa e a evapotranspiração de Cabo Verde entre os meses de Dezembro e Março. A humidade relativa média do arquipélago é igual ou superior a 80% nas regiões com altitude superior a 600 m e inferior a 75% em regiões com altitude inferior a 600 m. A evapotranspiração potencial de algumas regiões de Cabo Verde, calculada pelo método de Penman, varia entre 1145 e 1650 mm (BO, 2010).

No que se refere à temperatura, de acordo com Rocha *et al.*(2011) citado em Alves (2013), a ilha de São Vicente apresenta a temperatura média anual mais baixa de Cabo Verde, juntamente com a ilha do Sal. A temperatura média anual da cidade de Mindelo verificada no período de 1960 a 2010 pode ser observada na Figura 5.5. Constata-se uma fraca variação da temperatura média da ilha de São Vicente e predominância de temperaturas inferiores a 24,5 °C. Uma fraca variação das temperaturas médias máximas e médias mínimas de Mindelo também podem ser observadas na Figura 5.6.

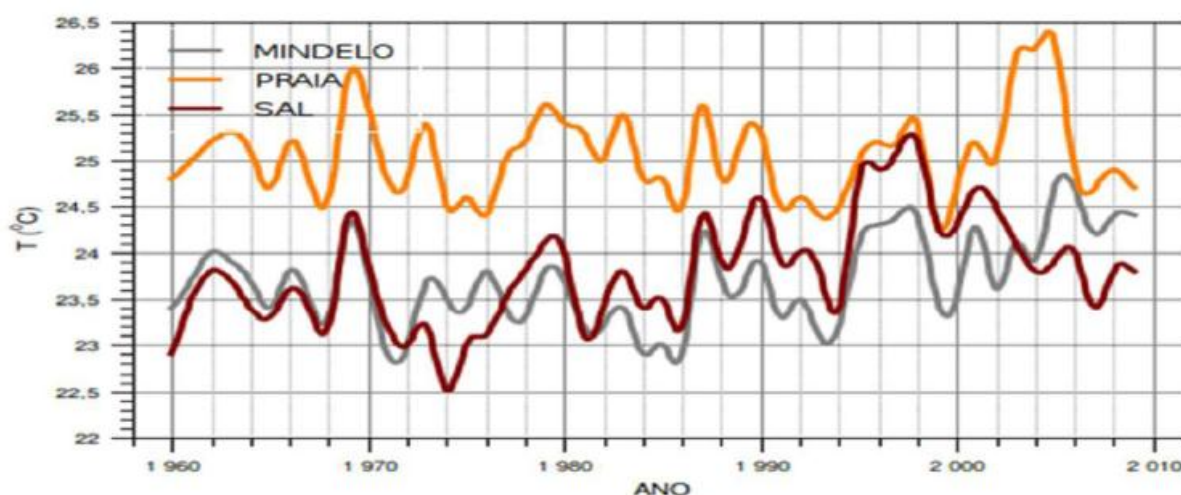


Figura 5.5 – Temperatura média anual observada na cidade de Mindelo, da Praia e na ilha do Sal, no período de 1960 a 2010 (INMG, 2010).

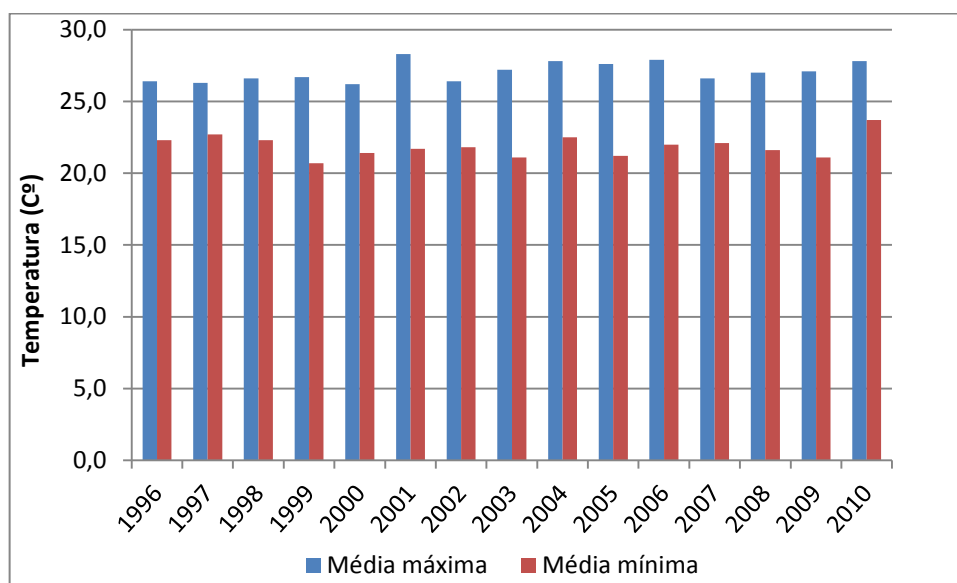


Figura 5.6 - Temperatura média anual máxima e mínima observada na cidade de Mindelo no período de 1996 a 2010 (INMG, 2010).

5.1. Caraterização socioeconómica

Como referido anteriormente, a ilha de São Vicente é a segunda mais populosa do país, com uma população de 81 862 habitantes, representando 15,4% da população de Cabo Verde (INE, 2016). A densidade populacional da ilha de São Vicente é de 360 hab/km².

A população da ilha de São Vicente é particularmente jovem, com 39,7% dos habitantes com idade compreendida entre 15 e 34 anos e apenas 7,4% da população com idade superior a 65 anos (INE, 2016). A alfabetização da população com idade igual ou superior a 15 anos é igual a 89,7%, ligeiramente superior à taxa de alfabetização do país (87,6%). Por outro lado, a taxa de desemprego da ilha é a segunda maior do país, igual a 16,2%. A maior percentagem de população desempregada é feminina, correspondente a 43,5% da população feminina da ilha (INE, 2016).

Cabo Verde é classificado como um país de desenvolvimento médio. Porém, o desenvolvimento socioeconómico de Cabo Verde é confrontado com enormes dificuldades impostas pelos escassos recursos naturais e pelas condições climáticas desfavoráveis (BO, 2010). No setor primário, a pesca desempenha um papel fundamental, a agricultura, a pecuária e a silvicultura, pouco contribuem para o PIB nacional, uma vez que, apenas 10 a 15% da área do país constituem solos aráveis (Pinto, 2010). A realidade da ilha de São Vicente não é diferente, a atividade agrícola é pouco expressiva, apenas 1,9 % da área total da ilha constituem solos aráveis. A produção agrícola da ilha é insuficiente para satisfazer as necessidades da população, recorrendo-se a importação das ilhas vizinhas (Boletim Oficial de 24 de Novembro de 2010).

O setor terciário é o que mais contribui para o PIB do país e da ilha de São Vicente, onde se destaca a contribuição de atividades como o comércio e o turismo. Em 2004, 2005, 2006 e 2007 a contribuição do setor terciário para o Produto Interno Bruto (PIB) de Cabo Verde foi de 76,4%, 84,1%, 84,7% e 85,5%, respetivamente (Boletim Oficial de 24 de Novembro de 2010).

O setor secundário, apesar de ser o segundo que mais contribui para o PIB do país, fatores como a escassez de matéria-prima e de recursos humanos qualificados limitam o seu desenvolvimento (Pinto, 2010). Por outro lado, tem-se verificado um crescimento deste setor devido essencialmente à evolução da indústria de transformação de pescado em franco progresso atualmente (INMG, 2015). As exportações de Cabo Verde resumem-se praticamente ao pescado, essencialmente atum em conserva. Em São Vicente, esta indústria constitui um dos maiores empregadores, com mais de 1000 empregos. Neste sector destaca-se ainda a indústria mecânica e elétrica, construção civil e naval (Pinto, 2010).

A contribuição dos sectores de atividade para o PIB da ilha de São Vicente observados no ano 2012 pode ser observado na Figura 5.7. De acordo com o INMG (2015), a economia de São Vicente cresceu 2,7% em 2015, representando 16 % do PIB de Cabo Verde, a segunda maior contribuição entre as ilhas do arquipélago.

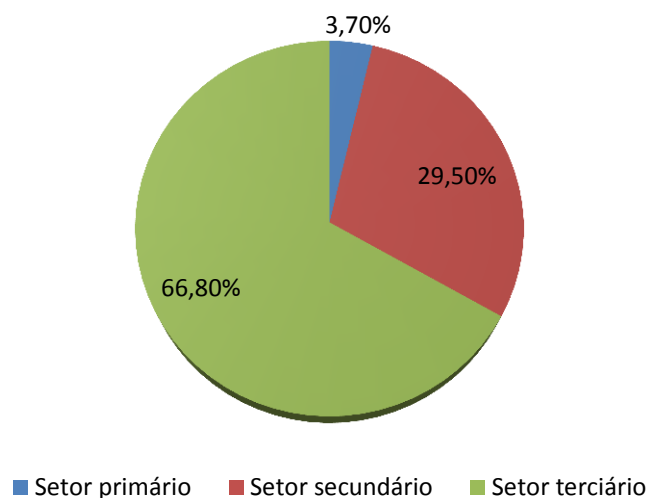


Figura 5.7 – Contribuição dos setores de atividade no PIB da ilha de São Vicente no ano de 2012 (INMG,2015).

5.2. Recursos Hídricos

O arquipélago de Cabo Verde é caracterizado por uma escassa disponibilidade de recursos hídricos, que converge tendencialmente para uma situação de escassez absoluta (FAO – AQUASTAT, 2017). De acordo com os dados da FAO (2017), verificou-se um decréscimo progressivo da disponibilidade de água *per capita* do arquipélago nas últimas três décadas, aproximando-se de 500 m³/hab (ver Figura 5.8). Os atuais problemas que se levantam no domínio dos recursos hídricos do arquipélago, nomeadamente, secas prolongadas, inadequação das políticas de gestão de recursos hídricos, a sobre-exploração e gradual contaminação de águas subterrâneas e o incipiente aproveitamento das águas superficiais, em paralelo com o crescimento demográfico e urbano e o aumento da procura de água associada ao desenvolvimento económico, podem estar na origem da crescente escassez de água do país (Gominho, 2010; Pina, 2009; Ventura e Mascarenhas, 2009).

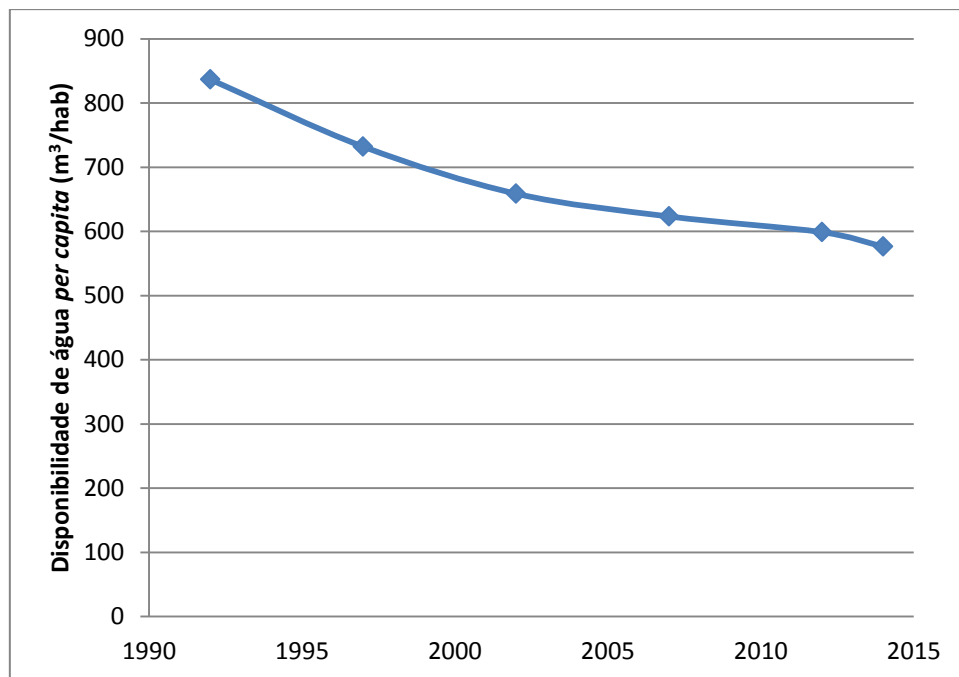


Figura 5.8 – Evolução das disponibilidades dos recursos hídricos *per capita* de Cabo Verde nas últimas três décadas (FAO – AQUASTAT, 2017).

De acordo com o Esquema Diretor para Exploração dos Recursos Hídricos (1993-2005) realizado pelo Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento, citado em Mota Gomes (2007), da precipitação que cai em Cabo Verde, em termos médios, aproximadamente 67% evapora-se, 20% escoar-se sob a forma de água superficial e apenas 13 % destina-se a recarga dos aquíferos. A fraca recarga subterrânea do arquipélago está relacionada com o tipo de formação geológica, caracterizada, na generalidade, por reduzida permeabilidade dos solos e baixa capacidade de retenção (Pinto, 2010). Este autor refere, ainda, que o coberto vegetal do solo é geralmente pobre e a elevada taxa de evapotranspiração que caracteriza as ilhas de Cabo Verde, são também fatores que

contribuem para a fraca recarga subterrânea no arquipélago. As características hidrogeológicas de Cabo Verde podem ser observadas em Garcia (2010).

Os recursos hídricos subterrâneos de Cabo Verde são estimados em 124 milhões de m³/ano, dos quais 52% são tecnicamente exploráveis num ano médio e 35% num ano seco. Os recursos hídricos superficiais são, por sua vez, estimados em 181 milhões de m³/ano (Mota Gomes, 2007). Paradoxalmente, as principais fontes de água no arquipélago são essencialmente recursos hídricos subterrâneos como nascentes, poços e furos, e a dessalinização da água do mar. Em 2016, 49% dos recursos subterrâneos de Cabo Verde foram utilizados para fins agrícolas, 46% para abastecimento público e 5% para usos industriais (ANAS, 2017). A exploração de recursos hídricos superficiais é ainda incipiente e em algumas ilhas do país condicionada por fatores como as características hidrológicas, o regime de escoamento superficial, geralmente torrencial, e pela topografia. Os cursos de água de Cabo Verde são temporários, existindo apenas em períodos de intensa precipitação. Para a captação e armazenamento dos recursos hídricos superficiais, foram construídas recentemente sete barragens para fins agrícolas, nomeadamente, sete barragens na ilha de Santiago (Barragem de Poilão, Barragem de Salineiro, Barragem de Saquinho e a Barragem de Faveta, Flamengos e Principal), uma na ilha de Santo Antão (Barragem de Canto Cagarra) e uma em São Nicolau (Barragem Banca Furada). As albufeiras destas barragens possuem capacidade de armazenamento variável entre 418 000 m³ e 1 819 090 m³, e uma área de irrigação de 515 ha (ANAS, 2017; Santos, 2013). Mais informações sobre as características das barragens do arquipélago podem ser consultadas em ANAS (2017).

A disponibilidade de recursos hídricos subterrâneos e superficiais estimados para cada ilha do arquipélago pode ser observado na Tabela 5.1. A maior disponibilidade de recursos hídricos superficiais verifica-se na ilha do Fogo, enquanto os recursos subterrâneos são mais abundantes na ilha de Santiago, o que pode ser justificado pela diferente formação geológica destas ilhas. No extremo oposto encontra-se a ilha do Sal em que se estima que os recursos hídricos anuais sejam inferiores a 1 000 000 m³.

Tabela 5.1- Recursos hídricos superficiais e subterrâneos das ilhas de Cabo Verde em milhões de m³/ano (Mota Gomes, 2007).

Ilha	Água superficial	Bruto	Água subterrânea	
			Explorável (ano médio)	Explorável (ano seco)
Santo Antão	27	28,6	21,3	14,5
São Vicente	2,3	0,6	0,4	0,2
São Nicolau	5,9	4,2	2,5	1,5
Sal	0,7	0,4	0,1	0,05
Boa Vista	2,5	1,6	0,7	0,3
Maio	4,7	2,1	0,9	0,5
Santiago	56,6	42,4	26	16,5
Fogo	79	42	12	9,3
Brava	2,3	1,9	1,6	1
Cabo Verde	181	124	65	44

Os recursos hídricos subterrâneos e superficiais da ilha de São Vicente em um ano médio são estimados respetivamente em 2,3 milhões de m³/ano e 0,4 milhões de m³/ano, o que representa apenas 1,27% e 0,61% dos recursos hídricos total do arquipélago, respetivamente. Os recursos hídricos superficiais da ilha não são explorados. As suas características hidrológicas, aliado ao regime de escoamento superficial, geralmente torrencial, são alguns dos fatores que condicionam o aproveitamento dos recursos superficiais. No que refere aos recursos hídricos subterrâneos, de acordo com o Boletim Oficial de 24 de Novembro de 2010, existem em São Vicente 335 pontos de água explorados, nomeadamente, 38 nascentes, 5 furos e 292 poços. No entanto, a grande maioria dos poços e furos da ilha encontram-se salinizados, a água captada nestes pontos é utilizado para fins domésticos não potáveis, construção civil e rega de campos agrícolas (Martins & Rebelo, 2009). A escassez quantitativa e qualitativa de recursos hídricos de São Vicente (Figura 5.9) é desde sempre um dos principais problemas da ilha, condicionando o seu povoamento e abastecimento público, o desenvolvimento das atividades agropecuárias, o desenvolvimento sócioeconómico de uma forma geral. A única fonte de água bruta para produção de água potável da ilha de São Vicente é a dessalinização da água do mar (INGRH, 2010). Uma análise do sistema de produção e distribuição de água potável da ilha de São Vicente pode ser observada na seção 6.1.

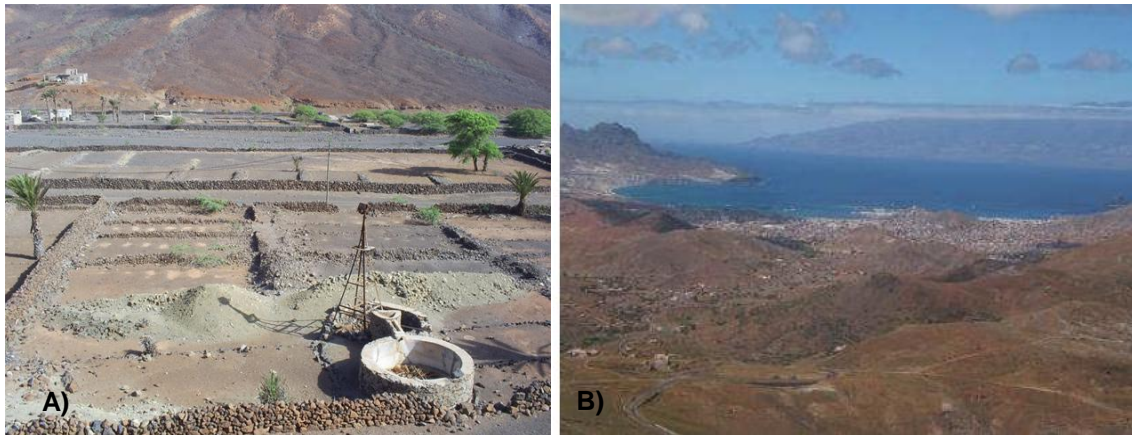


Figura 5.9 – Aridez paisagística característica da ilha de São Vicente: A- Fonseca (2009); B- Gonçalves (2008).

Na verdade, a dessalinização da água do mar constitui uma das principais fontes de produção de água potável de Cabo Verde. Com a exceção das ilhas do Fogo e Brava, onde os recursos hídricos subterrâneos são a única fonte de água potável, a dessalinização de água do mar para produção de água para consumo é praticada em todas as ilhas do arquipélago, sendo em alguns concelhos a única fonte de água para o consumo, são exemplos, São Vicente, Sal e Porto Novo (ilha de Santo Antão) (Águabrava, 2017; ANAS, 2017). Não obstante o elevado tarifário da água potável produzida por dessalinização da água do mar, este processo tem demonstrado ser uma solução efetiva para a mobilização de água potável em Cabo Verde, tendo em conta a escassez e variabilidade das precipitações, representado 85% da produção de água potável de Cabo Verde (ANAS, 2017a). A capacidade instalada total das estações dessalinizadoras de Cabo Verde é, atualmente de 35 150 m³/dia e está previsto para o ano 2020 uma produção diária de 55 000 m³ (ANAS, 2017). Mais informações sobre as estações dessalinizadoras do arquipélago podem ser consultadas em ANAS (2017). Tem-se verificado grandes progressos em Cabo Verde no que refere ao acesso a água com qualidade adequada para o consumo humano. Em 2016, cerca de 66 % da população do arquipélago possuía acesso à rede pública de abastecimento de água. Uma evolução da população cabo-verdiana com acesso a rede pública de água potável no período de 2000 e 2016 é apresentada na Figura 5.10.

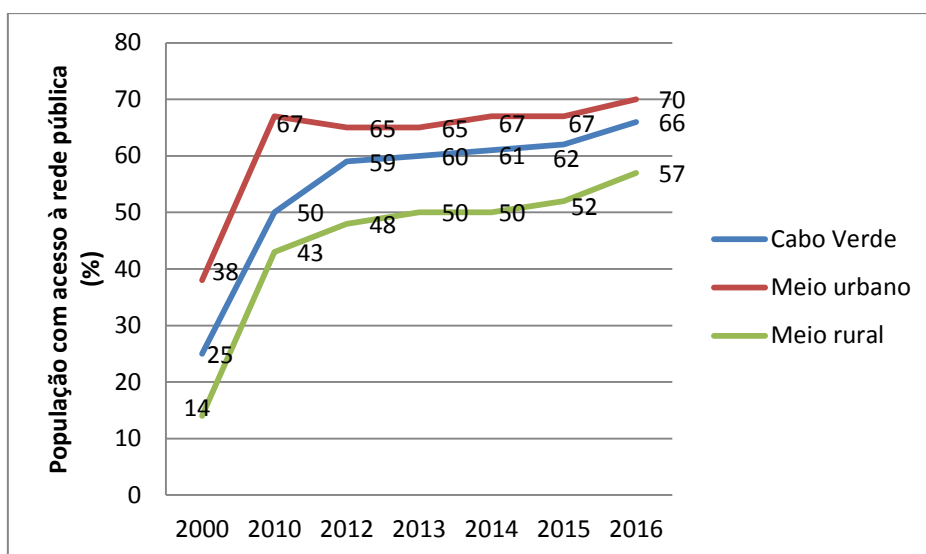


Figura 5.10 – Evolução da taxa de cobertura da rede pública de abastecimento de água em Cabo Verde no período de 2000 a 2016 (INE, 2016).

6. CARATERIZAÇÃO DO SISTEMA DE ABASTECIMENTO DE ÁGUA E DE SANEAMENTO DA CIDADE DE MINDELO

O atual ciclo da água da cidade do Mindelo é ilustrado na Figura 6.1. O desenvolvimento de fontes alternativas de água para fazer face à crescente escassez dos recursos hídricos da ilha, como a dessalinização da água do mar para produção de água potável e a reutilização de águas residuais tratadas para rega agrícola, são algumas das particularidades do ciclo da água da cidade do Mindelo. A dessalinização constitui a única fonte de produção de água para consumo da cidade, contribuindo, para uma importante taxa de cobertura da rede de abastecimento público, igual a 65,2% (INE, 2016). Relativamente ao sistema de saneamento, a cidade de Mindelo dispõe de uma significativa taxa de cobertura da rede de drenagem de águas residuais (76%) e de uma ETAR com tratamento secundário (lagoas de estabilização) com capacidade para depurar 5000 m³ de água residual/dia, que em 2005 passou a ser utilizada para irrigação de campos agrícolas da localidade Ribeira da Vinha (CPE, 2010; DGA, 2009; Gonçalves, 2008; INE, 2016). Este capítulo será dedicado à caracterização do sistema de abastecimento público de água e de saneamento da cidade de Mindelo.

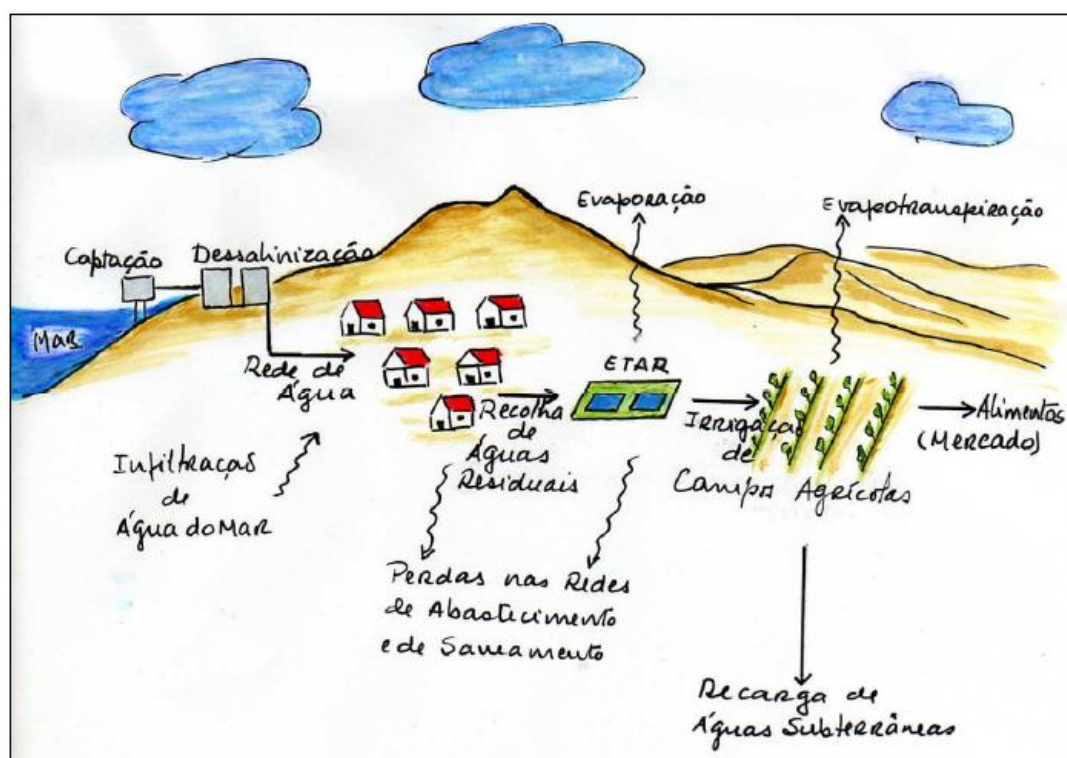


Figura 6.1 – Ciclo da água da cidade de Mindelo (Gonçalves, 2008).

6.1. Rede pública de abastecimento

A rede pública de abastecimento de água de São Vicente, existente desde 1985, foi inicialmente implantada no centro da cidade de Mindelo (Electra, 2017). Ao longo dos anos, sucessivas intervenções foram sendo implementadas no âmbito do Plano Sanitário de Mindelo (PSM), possibilitando a extensão da rede para zonas periurbanas. Embora a população de algumas zonas rurais, ainda, não tenha acesso à rede pública de abastecimento, atualmente, cerca de 65,2 % da população da ilha é abrangida pela rede pública de abastecimento, englobando todas as zonas periféricas da cidade. Por outro lado, muitas famílias desfavorecidas das zonas periurbanas, ainda, não possuem acesso à rede pública de abastecimento de água devido aos custos de ligação à rede pública e ao elevado tarifário da água, resultante do elevado custo energético do processo de dessalinização. À semelhança da população das zonas rurais, as condições de acesso a água destes agregados familiares são precárias, necessitam percorrer distâncias para ter acesso a água através de fontanários públicos (Sentinas Municipais⁵), compra de água em pequenos revendedores (vizinhos) e, ainda, em alguns casos através de poços e furos (INE, 2016). Tal leva a que, o consumo de água *per capita* seja muito baixo, estimado em 6 L/hab.dia para as famílias mais pobres, além de contribuir para um consumo de água com qualidade inadequada, como é o caso dos poços e furos salinizados, ou em situações de inadequada conservação da água (ANAS, 2017). Alguns programas de apoio às famílias carenciadas têm sido desenvolvidos pela Câmara Municipal de São Vicente (CMSV) e pela Electra, no sentido de beneficiarem de ligação à rede pública, no entanto, ainda, 34,8% da população de São Vicente não tem acesso à rede pública de abastecimento. A distribuição da população de São Vicente por tipologia de abastecimento de água e o tarifário da água são apresentados na Figura 6.2 e Tabela 6.1, respetivamente.

⁵ Sentinas Municipais são infraestruturas de saneamento e abastecimento de água da Câmara Municipal que servem a população residente em zonas periurbanas.

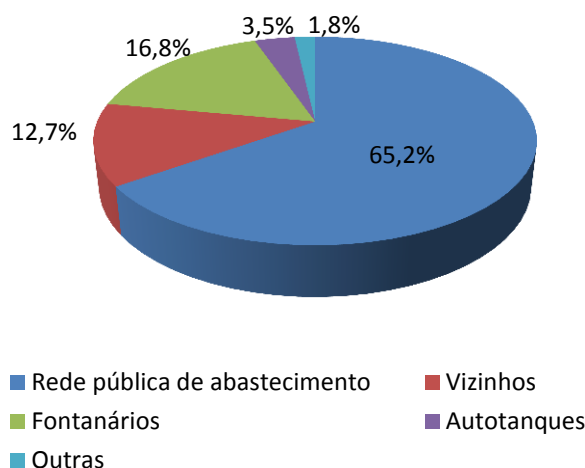


Figura 6.2 – Distribuição da população de São Vicente por tipologia de abastecimento de água (INE, 2016).

Tabela 6.1 - Tarifário da água da Electra (ARE, 2017).

Rede pública de abastecimento	Tarifa base (€/m ³)
<6 m ³	2,26
6 m ³ a 10 m ³	3,36
>10 m ³	4,53
Autotanque	
Abastecimento de fontanários públicos	2,56
Abastecimento de particulares	4,31

Todavia, a carência de água potável também é uma realidade da população abastecida pela rede pública. Apesar de aumentos sucessivos da capacidade de produção da estação dessalinizadora da ilha de São Vicente, a produção de água é inferior à crescente necessidade de água resultante do crescimento populacional e do desenvolvimento sócioeconómico. O desequilíbrio entre a disponibilidade de água e a necessidade de água potável agrava principalmente nos meses de verão, onde o consumo de água aumenta devido principalmente ao aumento da população não residente, o que contribui para que o consumo de água *per capita* seja inferior às recomendações da OMS (50 L/hab.dia), estimado em aproximadamente 45 L/hab.dia (Electra, 2017; Howard & Bartram, 2003). Uma breve descrição do sistema de produção e distribuição de água da cidade de Mindelo, bem como uma análise da qualidade de água é a seguir apresentada nas seções 6.1.1 a 6.1.3.

6.1.1. Produção de água

A dessalinização da água do mar para produção de água potável é praticada há mais de três décadas na ilha de São Vicente, desde 1982 pela empresa pública de eletricidade e água, Electra, responsável pela produção e distribuição. Vários processos de dessalinização já foram aplicados na estação dessalinizadora da Electra, nomeadamente, a *Multi-Stage Flash Distillation* (1982), *Mechanical Vapor Compression* (1994), e, atualmente, a osmose inversa. A atual estação dessalinizadora da Electra está localizada na praia da Laginha e é constituída por seis unidades de OI (ver Figura 6.3) com capacidade nominal de produção instalada de 6600 m³/dia. A sequência de tratamento de cada unidade de produção da estação dessalinizadora da Electra pode ser observada na Figura 6.4.



Figura 6.3 – Estação de dessalinização da Electra: A- Vista das unidades de produção nº 1, 2 e 3; B- Interior das unidades de produção nº5 e 6.

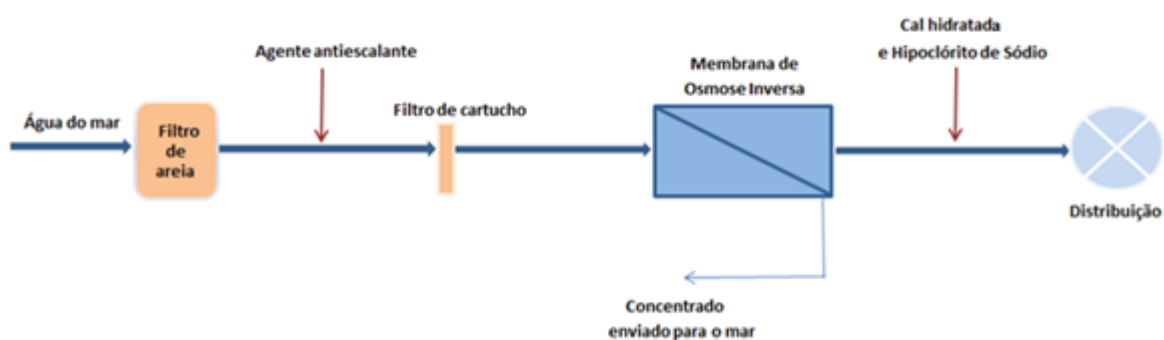


Figura 6.4 - Sistema de tratamento de produção de água para consumo da cidade de Mindelo.

A captação da água do mar era inicialmente realizada a partir de dois furos com capacidade de bombagem de 430 m³/h, no entanto, devido à colmatção dos furos e à fraca qualidade da água captada (presença de coliformes fecais, alto teor de sólidos suspensos principalmente após precipitação), iniciou-se em 2014 a captação de água em mar aberto. O atual sistema de captação é

constituído por duas bombas com capacidade de bombagem de 500 m³/h (eficiência de 80%), funcionando em paralelo, e uma conduta de captação com 40 m de comprimento e 4 m de profundidade (Electra, 2017). Todavia, têm-se identificado alguns constrangimentos relativamente à qualidade da água do mar, nomeadamente, a presença de metais pesados, provavelmente, resultante das atividades desenvolvidas pela Cabnave, empresa de reparação de navios localizada a poucos metros da zona da captação. O cais construído pela Cabnave diminui a movimentação de água desta zona, o que limita a renovação da qualidade de água. O local de captação situado nas instalações da Electra e a localização da Cabnave podem ser observadas na Figura 6.5.

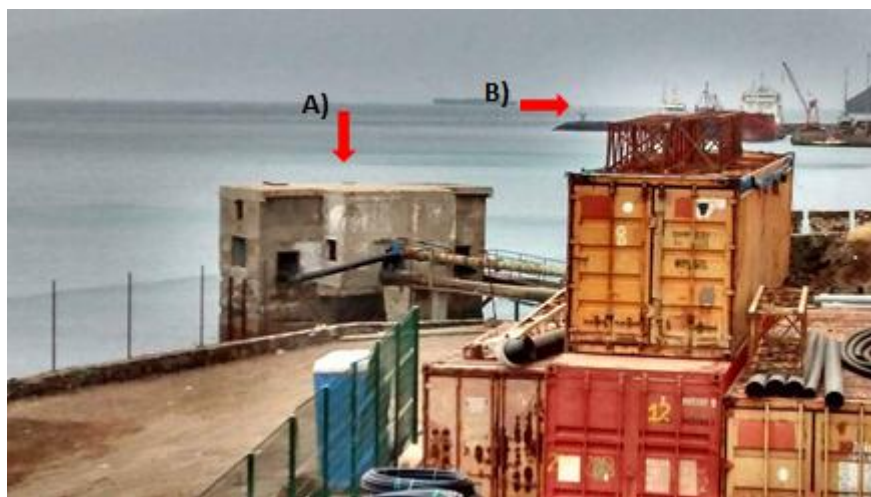


Figura 6.5 - A- Captação da água do mar da estação de dessalinização da Electra; B – Instalações da Cabnave.

A seguir à captação, a água do mar é armazenada num pequeno reservatório que alimenta o sistema de tratamento através de uma bomba com capacidade de bombagem de 660 m³/h. A primeira etapa do processo de tratamento consiste no pré-tratamento ao sistema de separação por membranas de osmose inversa, através de filtros de areia. O objetivo do pré-tratamento é diminuir o potencial de colmatção da membrana, prevenir o desgaste e a frequência de limpeza da membrana. O sistema de tratamento de cada unidade de produção é constituído por 3 filtros de areia (Figura 6.7). Uma particularidade das unidades de produção 5 e 6 refere-se ao armazenamento da água após os filtros de areia. A água é armazenada em três reservatórios de 5 m³ de capacidade e é posteriormente bombada por uma bomba com capacidade de 120 m³/h para o sistema de filtros de cartucho (Electra, 2017). De acordo com a Electra, a lavagem dos filtros de areia é feita contracorrente e é realizado na periodicidade de 48 horas. Um esquema ilustrativo dos filtros de areia é apresentado na Figura 6.6.

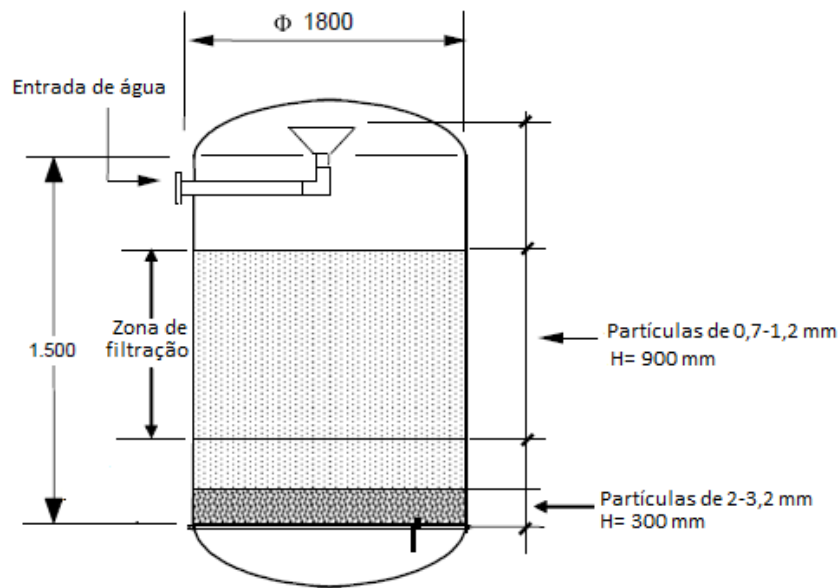


Figura 6.6 – Esquema ilustrativo dos filtros de areia das unidades de produção 5 e 6 da estação de dessalinização da Electra (Euro MEC, 2011).



Figura 6.7- Filtros de areia das unidades de produção 1, 2 e 3 da estação de dessalinização da Electra.

O doseamento do antiescalante após a filtração possui duas funções, evitar a formação de precipitados ou permitir a formação de precipitados que sejam facilmente removidos com a limpeza da membrana (Gonçalves, 2011). Para a remoção de matéria particulada que pode ser originada pela adição do antiescalante são utilizados na linha de tratamento, filtros de cartucho (ver Figura 6.8) que constituem, também, uma barreira secundária no caso da falha do processo de pré-tratamento. Os sistemas de tratamento das unidades de produção 1, 2 e 3 são constituídas por três filtros de cartucho, enquanto a unidade de produção 4 possui quatro. A linha de tratamento das unidades de

produção 5 e 6 são, por sua vez, constituídas por cinco filtros de cartucho. Todos os filtros de cartucho possuem poros com tamanho igual a 5 μm de porosidade.



Figura 6.8 – Filtros de cartucho da unidade de produção 4 (A) e 1 (B) da estação de dessalinização da Electra.

O processo de separação por membranas de OI constitui a parte de maior relevância do sistema de tratamento. Algumas características das membranas de OI, nomeadamente, a capacidade nominal de produção, o número de módulos e o tipo de configuração, podem ser observadas na Tabela 6.2. Não obstante a capacidade nominal das membranas de OI, o caudal de água produzido é inferior devido à perda de fluxo estimado em 30% (média) para cada unidade de OI, o que garante uma capacidade de produção diária de aproximadamente 4 620 m^3/dia . A perda de fluxo das membranas realça a necessidade de maior frequência da limpeza. A limpeza química é realizada com uma periodicidade de três anos (Electra, 2017).

Tabela 6.2 – Características das membranas de OI da estação de dessalinização da Electra (Electra, 2017).

Membrana de OI	Capacidade de produção (m^3/dia)	Perdas (%)	Número de módulos	Configuração do módulo
OI 1	1000	30	13	<i>Spiral wound</i>
OI 2	1000	30	13	<i>Spiral wound</i>
OI 3	1000	30	13	<i>Spiral wound</i>
OI 4	1200	30	15	<i>Spiral wound</i>
OI 5	1200	30	11	<i>Spiral wound</i>
OI 6	1200	30	11	<i>Spiral wound</i>

No que respeita ao modo de funcionamento, as unidades de OI são diferenciados pelo mecanismo de recuperação de energia. No caso das unidades de OI 1, 2 e 3, o mecanismo de recuperação de energia baseia-se em bombas recuperativas, enquanto nas unidades de produção 4, 5 e 6 a recuperação de energia é feita pelo mecanismo *press exchanger* (Figura 6.9), que consiste na transmissão da alta pressão da salmoura para o caudal de alimentação das membranas. O consumo de energia associada à produção de água é estimado em $4,65 \text{ kW/m}^3$ para as unidades de produção 1, 2 e 3, e $3,55 \text{ kW/m}^3$ para as unidades de produção 4, 5 e 6. Não se pode afirmar que a diferença de consumo de energia associada à produção esteja diretamente relacionada aos diferentes mecanismos de recuperação de energia, no entanto, era esperado maiores consumos de energia para as unidades de produção 4, 5 e 6, devido à maior capacidade nominal de produção.

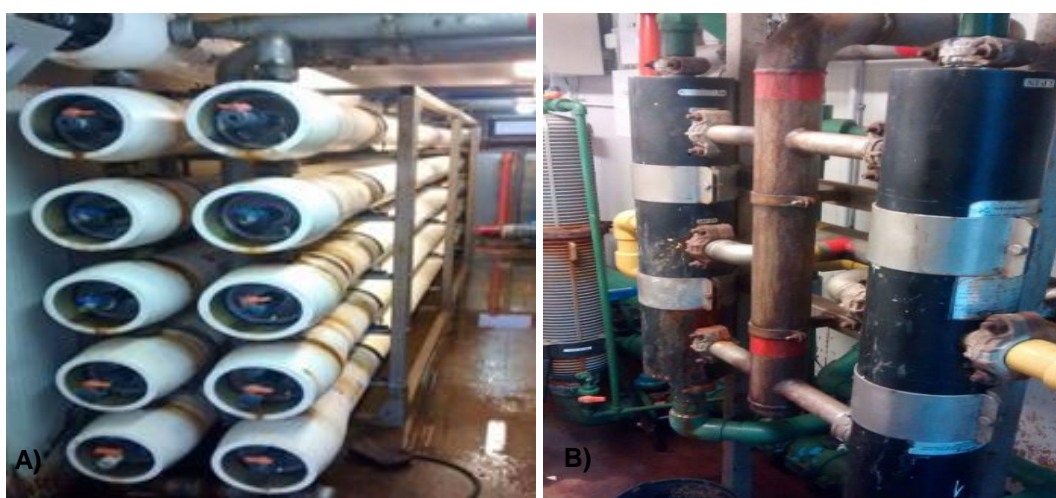


Figura 6.9 - Estação de dessalinização da Electra: A) Membranas de OI da unidade de produção número 5; B) *Press exchanger* da unidade de produção número 5.

Após o processo de separação por membranas de osmose inversa, a água tratada passa por um conjunto de processos de pós-tratamento, nomeadamente, a adição de alcalinidade (hidróxido de cálcio) para a estabilização da água e a desinfecção por adição de hipoclorito de sódio. A água proveniente do sistema de dessalinização é caracterizada por uma baixa alcalinidade, o que origina uma água agressiva e propensa a variações dos valores de pH, podendo conferir propriedades corrosivas à água. A adição de agentes alcalinos ajuda a manter um potencial de precipitação do carbonato de cálcio, essencial para garantir a proteção das tubagens por criação de um filme de proteção. A adição de hipoclorito de sódio tem como objetivo, por sua vez, a eliminação de microrganismos da água tratada e garantir o controlo do crescimento biológico no sistema de distribuição através da garantia de uma concentração de desinfetante residual na água. Antes da distribuição, a água produzida é armazenada em dois reservatórios com capacidade total de 3000 m^3 ($2 \times 1500 \text{ m}^3$) localizadas na ETA em cotas de soleira 9 e 5 m (Figura 6.10).



Figura 6.10 – Reservatório de armazenamento da água produzida (cota de soleira 9 m) em manutenção na estação de dessalinização da Electra.

6.1.2. Adução e distribuição

A água produzida na estação dessalinizadora da Electra é aduzida para os reservatórios de regularização por pressão. O sistema de adução é constituído por duas estações elevatórias (ver Figura 6.11), todas localizadas na ETA: estação elevatória I, em atividade desde 1982, é constituída por sete grupos de bombas de transferência com capacidade de bombagem de $90 \text{ m}^3/\text{h}$ (encontrando-se uma avariada atualmente); estação elevatória II, constituída por nove grupos de bombas de transferência em funcionamento desde 2010, seis das quais com capacidade de bombagem de $90 \text{ m}^3/\text{h}$ e três com capacidade de bombagem de $60 \text{ m}^3/\text{h}$, a cota máxima de bombagem é de 205 m e 44 m, respetivamente.



Figura 6.11 – Estação elevatória I (A) e II (B).

O sistema de distribuição da cidade de Mindelo é, por sua vez, constituído por sete reservatórios de regularização, 204,884 km de rede primária (incluindo a rede adutora) com diâmetros variáveis entre 60 e 315 mm, e 127,074 km de rede domiciliária (diâmetros variáveis entre 20 e 63 mm). No âmbito do PSM e de projetos financiados pela comunidade internacional, várias intervenções vêm sendo implementadas possibilitando a expansão da rede de distribuição, e, mais recentemente, a substituição das tubagens de ferro fundido por PVC e polietileno. A primeira fase do PSM foi finalizada em 1988, possibilitando a implementação de 80 723 km de rede primária e 43 171 km de rede secundária, enquanto a segunda e a terceira fase do PSM ocorreram em 1993 e 2010, respetivamente. A segunda e a terceira fase do PSM permitiram a extensão de 36 939 km e 45 735 km de rede primária, respetivamente. Na rede secundária, na primeira fase do PSM foram implementados 12 500 km e 5 700 km na segunda fase. As últimas intervenções na rede primária ocorreram em 2015 no âmbito do projeto Fundo de Água e Saneamento (FASA), financiado pela *Millenium Challenge Account* (MCA), o que permitiu a extensão de aproximadamente 25 km de rede primária.

A rede de distribuição é dividida em quatro zonas (A, B, C e D), apresentadas na Tabela 6.3. As características dos reservatórios de regularização que abastecem cada zona podem ser observadas na Tabela 6.4. A distribuição de água é feita de forma intermitente devido ao caudal de produção ($4\,620\text{ m}^3/\text{dia}$) insuficiente face às necessidades de água da população, sendo possível abastecer em simultâneo duas zonas. Os agregados familiares utilizam em suas residências reservatórios com capacidade variável entre 5 e 10 t para o armazenamento de água. Tendo em conta a captação mínima recomendada pela OMS (50 L/hab.dia), as necessidades de água diária da população (81 862 habitantes) são estimadas em $4\,093\text{ m}^3/\text{dia}$, e considerando as perdas reais da rede de distribuição de 20% e o fator de ponta diário de 1,5 (caudal do dia de maior consumo diário do ano), totaliza um caudal de produção diário necessário de $7\,367\text{ m}^3/\text{dia}$. A produção de água diária da ETA garante apenas 62,7% deste caudal, o que corresponde a uma captação de 45 L/hab.dia. Para a estimativa destes valores considerou-se a população total da ilha de São Vicente, uma vez que, apesar de apenas 65,2% da população ter acesso à rede de distribuição, as restantes fontes de abastecimento (ver Figura 6.2) dependem da água produzida pela Electra. É importante referir que a estimativa do caudal de distribuição diário necessário foi realizada considerando o consumo *per capita* mínimo recomendado, as necessidades de água diária da população de São Vicente poderão ser superiores a este valor dependendo do nível de vida dos agregados familiares e dos seus hábitos higiénicos. A Tabela 6.5 apresenta uma síntese de dados relativos ao sistema de abastecimento de água de Mindelo.

Tabela 6.3 - Divisão das zonas de abastecimento da rede de distribuição de água do Mindelo.

Zona A	Centro da cidade, Alto São Nicolau, Alto Miramar, Alto Solarino, Fonte de Meio e Ribeira Bote
Zona B	Cruz João Évora, Madeiralzinho, Chã de Alecrim, Fonte de Inês, Fonte de Filipe Ribeirinha, Vila Nova e Lombo Tanque
Zona C	Monte Sossêgo, Bela Vista, Fonte Francês e Fernando Pó
Zona D	Aeroporto e São Pedro

Tabela 6.4 - Características dos reservatórios de regularização.

Reservatórios	Localização	Cota de soleira (m)	Capacidade (m ³)	Zona de abastecimento
1	Alto São Nicolau	41	1500	A
2	Alto São Nicolau	41	1500	A
3	Cruz João Évora	91	3000	B
4	Cruz João Évora	91	1500	B
5	Monte Sossêgo Alto	76	1500	C
6	Monte Sossêgo Alto	81	1500	C
7	Alto São João	81	1500	D

Tabela 6.5 – Dados relativos ao sistema de abastecimento de água de Mindelo.

População abastecida	81 862
Caudal de produção/distribuição atual (m³/dia)	4 620
Caudal de consumo necessário (m³/dia)	4093 ⁽¹⁾
Caudal de produção necessário (m³/dia)	7367 ⁽²⁾
Perdas reais (%)	20
Perdas comerciais (%)	10
Capitação atual (L/hab.dia)	45

(1) O caudal de consumo diário necessário foi estimado considerando a capitação mínima recomendada pela OMS e as perdas da rede de distribuição.

(2) O caudal de produção diário necessário foi estimado considerando as perdas reais da rede de distribuição e o fator de ponta diário (caudal do dia de maior consumo diário do ano).

As sistemáticas avarias no sistema de produção constituem uma agravante ao atual panorama de desequilíbrio entre a disponibilidade e a necessidade de água potável da população de Mindelo. Em 2015 e no primeiro semestre de 2016 nas zonas A, B, C e D houve 209, 255, 253 e 82 dias, respetivamente, sem distribuição de água devido a avarias do sistema de produção, tendo influência direta sobre o consumo de água da população, além de afetar o tempo de vida útil dos contadores, contribuir para a sobrefaturação das contas dos utentes por registo de ar nos contadores e perda de qualidade de água ao longo do sistema de distribuição (Electra, 2017).

O controlo das perdas da rede de distribuição também constitui um desafio à gestão do sistema de abastecimento de água de Mindelo. As perdas na rede de distribuição são estimadas em 30 %, considerando 20% de perdas reais e 10% de perdas comerciais. As perdas reais estão relacionadas principalmente com a deficiente qualidade e degradação das infraestruturas de distribuição. No primeiro semestre de 2016 foram registadas 45 ruturas na rede primária e 302 na rede domiciliária, causada pela corrosão interna de válvulas, uso de materiais de fraca qualidade, degradação dos acessórios dos ramais e danificação por terceiros (ver Figura 6.12). Tem sido registado, ainda, em termos de perdas reais, fugas de água significativas nos reservatórios de regularização, levando, nos casos mais graves, à sua desativação. De acordo com a Electra, a manutenção preventiva da rede tem sido deficiente devido à falta de meios financeiros.

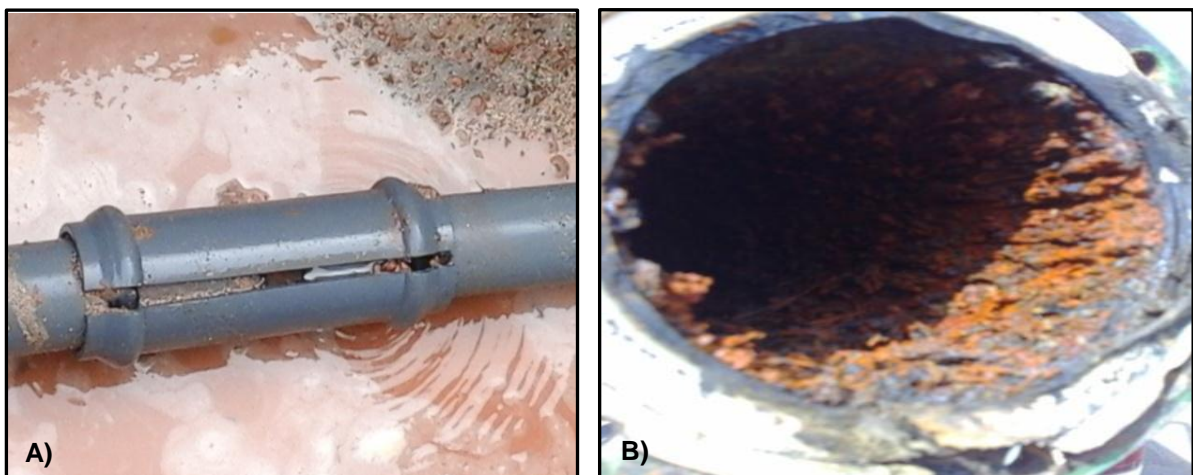


Figura 6.12 - A-Fugas por má qualidade dos materiais; B- Corrosão interna de válvulas (Electra, 2017).

No que se refere às perdas comerciais, estão relacionadas principalmente com situações de utilização não autorizada de água, violação de válvulas de segurança para usos fraudulentos de água e contadores com anomalias, por exemplo, que não registam os consumos. A Electra, com o intuito de minimizar as perdas comerciais, tem desenvolvido um conjunto de atividades, nomeadamente: a instalação de válvulas anti-fraude (*sigilblock*); aferição e substituição de contadores com anomalias; eliminação de contadores que não registam consumos; desmantelamento de situações de fraude e roubo; e eliminação de fugas nas residências dos clientes.

6.1.3. Análise da qualidade da água para abastecimento público

Para garantir que a água produzida cumpra os requisitos de qualidade estabelecidos pela legislação nacional (Decreto-Lei nº 8 de 2004), a Electra efetua a monitorização da qualidade da água de todas as unidades de produção, dos reservatórios de produção e dos reservatórios de distribuição. A monitorização da qualidade é feita diariamente para os parâmetros físico-químicos e quinzenalmente no caso de parâmetros biológicos, de acordo com o período de amostragem estabelecido pela legislação vigente. Para além da monitorização da qualidade de água produzida, são efetuadas análises de qualidade da água de alimentação e salmoura.

A Tabela 6.6 apresenta os valores médios de qualidade de água observados no primeiro semestre de 2016 facultados pela Electra. Os parâmetros analisados encontram-se quase na totalidade dentro dos limites estabelecidos pelo Decreto-Lei nº 8 de 2004. A principal preocupação no que respeita à qualidade da água produzida relaciona-se com a concentração deficiente de cloro residual nos reservatórios de produção e distribuição, podendo ocasionar a contaminação da água por microrganismos patogénicos. Embora este parâmetro não seja legislado pela legislação cabo-verdiana, a legislação portuguesa (Decreto lei nº 152 de 2017) recomenda uma concentração de cloro residual variável entre 0,2 e 0,6 mg Cl/L, sendo o valor observado inferior a este intervalo (é variável entre 0,11 e 0,15 mg Cl/L). O aumento da dosagem de hipoclorito de sódio na linha de produção poderá colmatar esta deficiência.

Da análise dos valores observados constata-se, ainda, que parâmetros como a condutividade, a turvação, o cálcio e os cloretos, excedem o valor máximo recomendado pelo Decreto-Lei nº 8 de 2004, em todos os pontos de amostragem. De acordo com a Electra (2017) é habitual estes parâmetros excederem o valor legislado. No entanto, tal não acarreta preocupações no tocante aos riscos para a saúde pública, uma vez, que estes parâmetros não apresentam efeitos adversos sobre a saúde, embora possam atribuir sabor à água. Por outro lado, vários parâmetros relevantes sobre a qualidade de água para o consumo devido aos efeitos adversos que possuem sobre a saúde humana e que são legislados pela legislação nacional, não são monitorizados pela Electra. São exemplo, os metais pesados que podem estar presentes na água de alimentação devido às atividades desenvolvidas pela empresa de reparação de navios localizada próximo da zona de captação. Estes e outros parâmetros relevantes do ponto de vista de saúde pública devem ser monitorizados pela Electra.

Um outro problema de qualidade recorrente no sistema de abastecimento de água de Mindelo é a contaminação da água, devido à presença de óxidos de ferro resultantes da corrosão dos acessórios de ferro fundido da rede de distribuição, atribuindo cor acastanhada e sabor à água (ver Figura 6.13), suscitando alguma preocupação da Electra e muitas reclamações por parte dos consumidores.



Figura 6.13 – Água da rede de abastecimento contaminada por resíduos resultantes da degradação de acessórios de ferro fundido da rede de distribuição.

Para avaliar o potencial corrosivo da água de abastecimento calculou-se o Índice de Saturação de Langelier (ISL) que relaciona o pH da água (pH_{real}) e o pH da solução saturada de carbonato de cálcio (pH_s) (ver equação 6.1), traduzindo o poder corrosivo ou de incrustação da água.

$$ISL = pH_{real} - pH_s \quad (6.1)$$

Onde:

ISL - representa o Índice de Saturação de Langelier;

pH_{real} - o pH da água;

pH_s - pH da solução saturada de carbonato de cálcio, calculada pela equação 6.2.

Tabela 6.6 – Dados médios de qualidade de água de alimentação e produzida, observados no primeiro semestre de 2016 (Electra, 2017).

Parâmetro	Unidade	Água de alimentação	OI Nº1	OI Nº2	OI Nº3	OI Nº4	OI Nº5	OI Nº6	Reservatório de produção	Reservatórios de distribuição ⁽¹⁾				D.L. 8/2004	
										Nº1	Nº3	Nº5	Nº7	VMR ⁽²⁾	VMA ⁽³⁾
Coliformes Totais	UFC/ 100ml	40	11,25	0,55	0,7	40,67	15,85	0	0	0	0	0	0	0	0
Coliformes Fecais	UFC/ 100ml	3,45	7,25	0	0,1	12,33	3,44	0	0	0	0	0	0,1	0	0
Cloro Residual	mg/L Cl ₂		-	-	-	-	-	-	0,13	0,13	0,11	0,15	0,11	-	-
pH	Escala de Sourense	8	6,84	7,11	6,97	7,01	7,05	8,01	7,27	7,10	6,99	7,18	7,14	6,5-8,5	9,5
Condutividade	µS/cm	52872,7	902	681,19	705,8	675,25	484,56	633,7	634,91	663	636,47	655,3	640,6	400	-
Sólidos Totais Dissolvidos	mg/L	33081,8	581,3	436,4	452,4	432,75	310,56	405,9	407	424,56	407,37	419	409,5	-	1000
Resistividade	Ω*cm	19,1	1110	1539,2	1449,6	1669,5	2123,1	1675	1558	1521,5	1591	1560	1577	-	-
Salinidade	‰	34,5	0,45	0,32	0,35	0,3275	0,23	0,31	0,31	0,32	0,31	0,32	0,31	-	-
Resíduo Seco	mg/L	43255,8	445,5	322,5	345	329,75	233,78	307,6	298,36	323,56	312,01	311	318,1	-	-
Oxigénio dissolvido	mg O ₂ /L	8,56	8,55	8,93	8,57	8,28	8,69	8,69	8,43	8,43	8,41	8,46	8,42	-	-
Alcalinidade mg/L CaCO ₃	mg CaCO ₃ /L	252,86	-	-	-	-	-	-	6,43	7	6,14	6,33	6,86	-	-
Cloretos	mg Cl ⁻ /L	21626,2	283	197,64	201,1	194	144,49	184,3	182,73	193,33	185,64	187,5	184,4	25	250
Dureza Total	mg CaCO ₃ /L	9142,86	0,64	1,55	0,95	0,39	1,4	1,08	29	36,4	41,14	29,83	50,57	-	500
Cálcio	mg Ca /L	54388	-	-	-	-	-	-	287,6	401,68	574,12	669,27	574,1	100	-
Magnésio	mg Mg /L	1899,66	-	-	-	-	-	-	5,96	8,104	8,75	6,01	11,05	30	50
Nitritos	mg NO ₂ ⁻ /L		-	-	-	-	-	-	0	0	0	0	0	-	3
Sulfatos	mg SO ₄ ⁻² /L		-	-	-	-	-	-	200,28	402,12	265,7	1,63	212,86	25	250
Turvação	UNT	1,66	-	-	-	-	-	-	1,25	0,416	1,51	1,30	0,80	0,4	5

(1) Os reservatórios de regularização nº 2, 4 e 6 encontravam-se fora de serviço no período analisado;

(2) VMR – valor máximo recomendado;

(3) VMA – valor máximo admissível.

O pH de saturação foi calculado recorrendo-se à equação 6.2, enquanto as constantes A, B, C e D que são influenciadas por parâmetros como os STD, a temperatura, a concentração de cálcio e a alcalinidade, foram calculadas pelas equações 6.3, 6.4, 6.5 e 6.6, respetivamente (Langelier, 1936). O ISL determinado para cada reservatório de distribuição variou entre -1,4 e -1,14 (ISL<0) que classifica uma água com poder corrosivo suave. Contudo, é necessário a adição de maior dosagem de hidróxido de cálcio a fim de equilibrar o pH da água produzida.

$$pH_s = (9,3 + A + B) - (C + D) \quad (6.2)$$

$$A = [\text{Log}10 (STD) - 1]/10 \quad (6.3)$$

$$B = [-13,12 \times \text{Log}10 (T + 273)] + 34,55 \quad (6.4)$$

$$C = [\text{Log}10 (Ca^{2+})] - 0,4 \quad (6.5)$$

$$D = \text{Log}10 (\text{Alcalinidade}) \quad (6.6)$$

Relativamente à eficiência do processo de tratamento, pode-se constatar pela análise da Tabela 6.7, eficiências de remoção muito elevadas para a maior parte dos parâmetros analisados, com a exceção dos coliformes fecais, onde na unidade de produção 4 não ocorreu remoção. As eficiências de remoção determinadas são semelhantes às eficiências de remoção referidas na literatura para estes parâmetros (Asano *et al.*, 2007). De um modo geral, as eficiências obtidas para cada unidade de osmose inversa são muito semelhantes entre si.

Tabela 6.7 – Eficiência de remoção das unidades de produção para alguns parâmetros.

Parâmetro	Eficiência de remoção (%)					
	OI Nº1	OI Nº2	OI Nº3	OI Nº4	OI Nº5	OI Nº6
Coliformes Totais	71,88	98,63	98,25	-1,675	60,37	100
Coliformes Fecais	-110,15	100	97,10	-257,39	0,29	100
Condutividade	98,29	98,71	98,66	98,72	99,08	98,80
Sólidos Totais Dissolvidos	98,24	98,68	98,63	98,69	99,06	98,77
Salinidade	98,71	99,06	99,0	99,05	99,32	99,11
Resíduo Seco	98,97	99,25	99,20	99,24	99,46	99,29
Cloretos	98,69	99,09	99,07	99,10	99,33	99,15
Dureza Total	99,99	99,98	99,99	99,99	99,98	99,98

6.2. Caracterização do sistema de saneamento

O sistema de saneamento da ilha de São Vicente engloba tanto infraestruturas convencionais de saneamento, constituída por uma rede de coletores de drenagem pública de águas residuais e uma ETAR, como soluções de saneamento como fossas sépticas e em algumas situações, principalmente em zonas periurbanas e rurais, soluções menos adequadas do ponto de vista técnico, ambiental e de saúde pública.

Na ilha de São Vicente, tem-se verificado grandes progressos quanto ao acesso ao saneamento básico. Atualmente, cerca de 88,2% da população dispõe de instalações sanitárias em suas residências. De acordo com o INE (2016), cerca de 76% da população da ilha tem acesso à rede de drenagem pública de águas residuais, concentradas principalmente na cidade do Mindelo (ver Figura 6.14). As fossas sépticas constituem a segunda solução de saneamento mais utilizada na ilha de São Vicente, cerca de 11% da população é abrangida por este tipo de sistema de saneamento, localizadas principalmente em zonas periféricas e nas localidades, onde não há cobertura da rede de saneamento. Por não existirem normas específicas de construção, as fossas sépticas implementadas apresentam várias configurações e dimensões, sendo as mais comuns com capacidade variável entre 5 t e 20 t (Gonçalves, 2008). A realidade da ilha de São Vicente contrasta da realidade do país, em que a fossa séptica é a principal solução de saneamento utilizada por aproximadamente 55,3% da população de Cabo Verde, seguida pela rede de drenagem pública (24,5%) (INE, 2016).

Outra solução de saneamento utilizada na ilha de São Vicente são as fossas rudimentares (1% da população) que constituem sistemas de baixo custo utilizadas principalmente em zonas periurbanas e rurais. Trata-se, no entanto, de uma solução de saneamento não adequado do ponto de vista ambiental e de saúde pública, devido aos riscos de contaminação do solo e de águas subterrâneas, bem como pela proliferação de insetos, no caso de não serem fechadas.

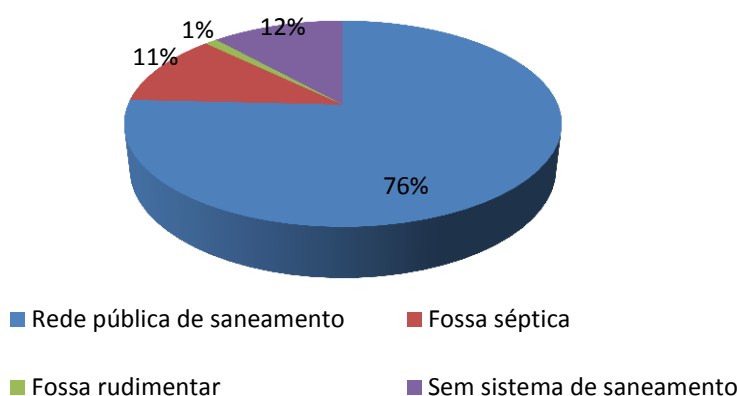


Figura 6.14 – Soluções de saneamento da ilha de São Vicente (INE, 2016).

No entanto, como se constata na Figura 6.14, 12% da população da ilha de São Vicente, ainda, não dispõe de sistema de saneamento, o que se verifica principalmente em meio rural e zonas periurbanas, onde muitas famílias não possuem condições financeiras para implementação de um sistema de saneamento básico (ANAS, 2017). Nas zonas periurbanas, para colmatar esta lacuna foram criadas infraestruturas de saneamento e abastecimento de água denominadas Sentina Municipais que funcionam como latrinas ou instalações sanitárias públicas, que servem as populações residentes. Existem, atualmente em São Vicente, 80 instalações que são utilizadas mediante o pagamento de um valor monetário simbólico, para suportar os custos de exploração da infraestrutura. No entanto, existe, ainda, uma grande percentagem de agregados familiares que depositam as suas águas residuais no meio ambiente (mar, encostas, ao redor das residências) ou realizam a defecação ao ar livre. A OMS estima que 40% da população de Cabo Verde defeca ao ar livre, principalmente crianças, tendo consequências nefastas para a saúde pública. As doenças infecciosas e parasitárias constituem a terceira principal causa de morte de crianças em Cabo Verde (correspondendo a 11% das mortes) e a segunda principal causa da morte de crianças com idade inferior a 5 anos (corresponde a 12,5% das mortes) (ANAS, 2017). A fraca disponibilidade de recursos hídricos, também constitui um dos fatores que influenciam a defecação ao ar livre em São Vicente, muitas famílias de localidades urbanas e rurais com acesso a instalações sanitárias, ainda, resistem à sua utilização, ou a utilizam esporadicamente, com o objetivo de racionar a água.

6.2.1. Rede pública de saneamento

À semelhança da rede pública de abastecimento, a rede pública de saneamento foi inicialmente implantada na zona centro da cidade de Mindelo, tendo-se expandido ao longo dos anos para as zonas periféricas, abrangendo atualmente 76% dos agregados familiares. As principais intervenções na rede de águas residuais de Mindelo ocorreram na primeira, segunda e terceira fase do PSM, sendo outras intervenções realizadas, na maior parte das vezes, de carácter curativo, com a exceção da última intervenção na rede que ocorreu no âmbito do projeto FASA, finalizada em 2017 e permitiu a extensão de 19 248 m de conduta com diâmetros variáveis entre 160 mm e 200 mm, abrangendo 18 bairros da cidade (MCA, 2016).

A rede pública de drenagem de águas residuais da cidade de Mindelo é do tipo separativo e é constituída, atualmente, por mais de 79 Km de coletores, incluindo coletores primários, secundários e terciários, e cinco estações elevatórias. Os diâmetros dos coletores secundários e terciários são de 90, a 200 mm de diâmetro, enquanto os diâmetros dos coletores primários, dos interceptores e dos emissários são de 200 e 300 mm. Quanto ao material das condutas, os coletores implementados na primeira fase do PSM são de betão, com a exceção do troço da Avenida 12 de Setembro que é de fibra de vidro, e os restantes coletores de PVC (Gonçalves, 2008).

As três principais estações elevatórias (Comando Naval, Caisinho e Campinho) foram construídas no âmbito da primeira fase do PSM, enquanto a estação de bombagem da zona de Ribeira de Julião,

foi construída na segunda fase do PSM (1993), embora só tenha sido colocado em funcionamento em 2005, com o início do projeto PARI, e a estação de Lazareto na terceira fase do PSM. A estação elevatória de Caisinho recebe a maior parte dos efluentes produzidos na cidade, além de receber o caudal bombeado para a estação de Comando Naval, que são bombeados para a ETAR, juntamente com o caudal proveniente da estação de Campinho. Todas as estações elevatórias são constituídas por dois grupos de eletrobombas de igual capacidade, que podem funcionar isoladamente ou em paralelo, com capacidade para 36 m³/h para Campinho e Comando Naval, e 120 e 60 m³/h para Caisinho e Ribeira de Julião, respetivamente. Mais informações sobre as características da rede de drenagem de águas residuais de Mindelo podem ser consultadas em Gonçalves (2008).

6.3. Estação de Tratamento de Águas Residuais da Ribeira da Vinha

6.3.1. Descrição da ETAR da Ribeira da Vinha

A ETAR da cidade de Mindelo está situada na proximidade de uma zona industrial da localidade de Ribeira da Vinha e é constituída por um sistema de lagoas de estabilização com capacidade para tratar diariamente 5000 m³ de águas residuais. A ETAR de Ribeira da Vinha, em funcionamento desde 1985 sob a gestão da Câmara Municipal de São Vicente, era inicialmente constituída por seis lagoas de estabilização, dimensionadas para tratar 2250 m³/dia de águas residuais e uma lagoa de armazenamento. Em 2011, no âmbito da terceira fase do Plano Sanitário de Mindelo, a ETAR foi ampliada, passando a poder contar com um novo sistema de lagoas de estabilização (oito) independente do sistema anterior, dimensionadas para tratar 2750 m³/dia de águas residuais. Os sistemas de lagunagem da ETAR da Ribeira de Vinha funcionam de forma independente, e serão designadas nesta secção de ETAR “antiga” e ETAR “nova” (Figura 6.15).



Figura 6.15 – ETAR da Ribeira da Vinha: A) Linha antiga; B) Linha nova.

Os esquemas de tratamento da ETAR da Ribeira da Vinha, linhas “antiga” e “nova” são apresentados na Figura 6.16. A ETAR “antiga” recebe mais de 90% das águas residuais drenadas para a rede pública, proveniente de 4 estações elevatórias (Comando Naval, Caisinho, Campinho e Ribeira de Julião), enquanto a ETAR “nova” trata apenas as águas residuais provenientes da estação elevatória da comunidade de Lazareto e da indústria de conserva de pescado, Frescomar. A obra de entrada das ETAR “antiga” e “nova” é constituída por um canal de *Parshall*, que é sucedida pelas lagoas anaeróbias em paralelo, onde o caudal afluyente é encaminhado graviticamente, controlado manualmente por meio de válvulas de isolamento, para ambas os sistemas de tratamento. Após o tratamento anaeróbio a água residual segue para as lagoas subsequentes por ação gravítica. No caso da ETAR “antiga” as lagoas subsequentes encontram-se dimensionadas em série, enquanto o sistema de lagunagem “nova” é constituído por duas linhas de tratamento em paralelo. A passagem de caudal entre as lagoas, em ambos os sistemas de tratamento, é controlada manualmente pelo operador da ETAR, através de válvulas de isolamento. Na ETAR de Ribeira da Vinha não é realizada o tratamento da fase sólida (lamas). A taxa de evaporação das lagoas de estabilização da ETAR de Ribeira da Vinha é estimada em 10%. As características das lagoas de estabilização da ETAR da Ribeira da Vinha são apresentadas nas Tabela 6.8 e 6.9.

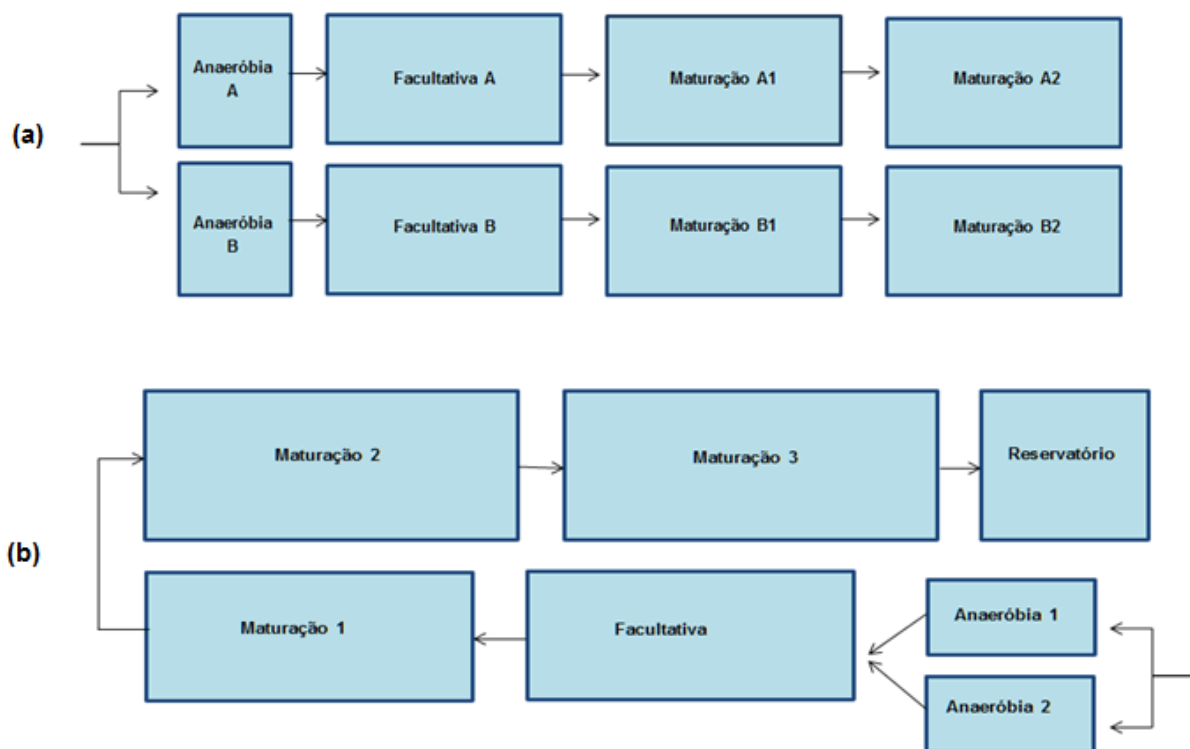


Figura 6.16 – Esquema de implantação da ETAR da Ribeira da Vinha: a) Linha “nova”; b) Linha “antiga”.

Tabela 6.8 – Características da linha “antiga” da ETAR da Ribeira da Vinha.

Lagoa	Profundidade (m)	Área superficial (m ²)	Volume (m ³)
Anaeróbia 1	2,5	1700	3300
Anaeróbia 2	2,5	1700	3300
Facultativa	1,5	7100	9400
Maturação 1	1,5	7100	9400
Maturação 2	1	12800	12200
Maturação 3	1	9250	8700
Armazenamento	1,5	3200	4100
Total	--	42 850	50 400

Tabela 6.9 - Características da linha “nova” da ETAR da Ribeira da Vinha.

Lagoa	Profundidade (m)	Área superficial (m ²)	Volume (m ³)
Anaeróbia A	3,8	1583	S/I
Anaeróbia B	3,8	1583	S/I
Facultativa A	1,5	5027	S/I
Facultativa B	1,5	5027	S/I
Maturação A1	1	5662	S/I
Maturação B1	1	5662	S/I
Maturação A2	1	3926	S/I
Maturação B2	1	3926	S/I
Total	--	32 396	S/I

S/I- Sem informação

A ETAR de Ribeira da Vinha dispõe de um conjunto de equipamentos e de infraestruturas de apoio ao funcionamento. O laboratório da ETAR constitui uma das principais infraestruturas de suporte ao funcionamento da ETAR, principalmente no que refere ao controlo da qualidade das águas residuais tratadas, que são reutilizadas para rega do perímetro agrícola do projeto PARI. Este projeto abrange exclusivamente a reutilização do efluente da ETAR “antiga”, a reutilização das águas residuais tratadas da ETAR “nova” é impossibilitada pela forte componente industrial destas águas residuais. No que refere aos equipamentos, destaca-se uma estação de bombagem da água residual tratada para o perímetro de rega agrícola, um grupo de eletrobombas, um grupo de motobomba, um grupo eletrocompressor e um sistema de ar comprimido. Mais informações acerca destes equipamentos e a implantação da ETAR da Ribeira da Vinha podem ser consultadas em (Gonçalves, 2008).

Tendo em conta o objetivo da presente dissertação em avaliar a viabilidade técnica de reutilização de águas residuais tratadas da ETAR de Ribeira da Vinha para produção de água para consumo, e uma vez que a ETAR “nova” recebe uma grande percentagem de águas residuais industriais, o que exclui a possibilidade de serem reutilizadas para esta finalidade, foi selecionada como estudo de caso a linha de tratamento “antiga”. Nesse sentido as características apresentadas nas secções seguintes dizem respeito à ETAR “antiga”.

6.3.2. Caudal afluente à ETAR

A Figura 6.17 apresenta o caudal médio diário afluente à ETAR de Ribeira da Vinha, observado no período de Janeiro a Setembro de 2017. Da análise do gráfico, constata-se uma grande variação do caudal médio diário, variável entre 1573 e 1910 m³/dia. O caudal médio diário do ano 2017 foi de 1730,19 m³/dia, que corresponde a uma captação média de água residual por habitante, considerando que 76% da população tem acesso à rede pública de drenagem de águas residuais, igual a 27,8 L/hab.dia. O maior caudal afluente à ETAR foi registado no mês de Agosto, o que pode estar relacionado com o maior consumo de água no verão.

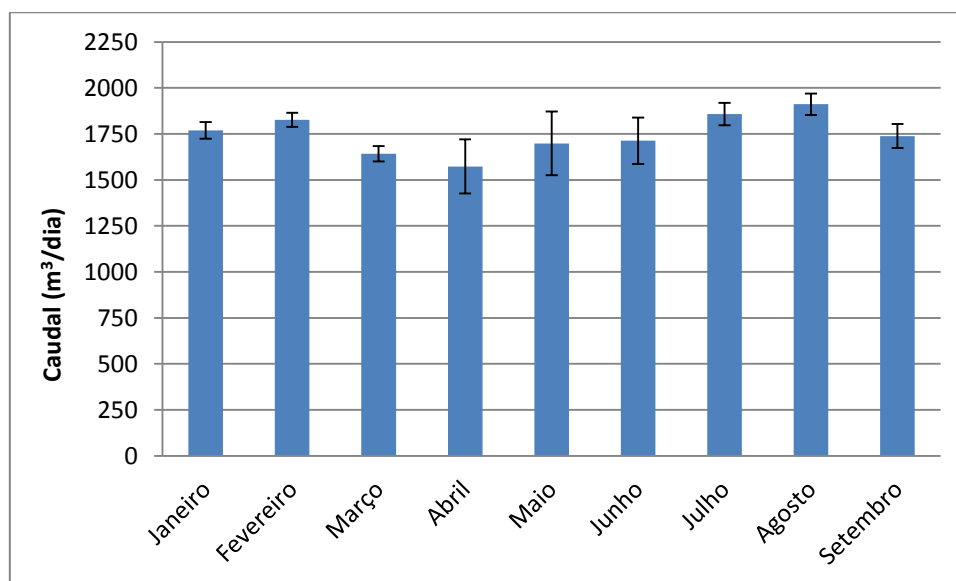


Figura 6.17- Caudal médio diário afluente à ETAR observado de Janeiro a Setembro de 2017 e os respetivos intervalos de confiança de 95% (n= número de dias do mês).

Apesar da variabilidade do caudal médio diário observado neste período, o caudal de dimensionamento da ETAR (2250 m³/dia) não foi excedido, o que indica que a eficiência do processo de tratamento não é comprometida por subdimensionamento. Segundo um estudo realizado pela Universidade de Lund, na atual configuração da ETAR de Ribeira da Vinha, para um tratamento eficaz do afluente, de acordo com os requisitos de qualidade para rega sem restrições e com restrições de cultura (exclui produtos consumidos frescos), o caudal afluente à ETAR não deve exceder 1900 m³/dia e 2200 m³/dia, respetivamente (Rodrigues & Rangeby, 1997.). Uma análise dos

caudais médios diários afluentes à ETAR nos anos de 2007, 2011, 2012 e 2017 (ver Figura 6.18) demonstra que o caudal de dimensionamento e os caudais propostos por Rodrigues & Rangeby, (1997) não foram excedidos neste período, mas necessitam de validação. De acordo com os técnicos da ETAR, a última calibração e limpeza do medidor de caudal com registo ocorreu em Maio de 2005. Neste período, Gonçalves (2008) determinou um caudal médio diário afluente à ETAR de 2679 m³/dia, superior ao caudal médio diário verificado no 2017 (1730,19 m³/dia), o que não era de esperar atendendo à maior percentagem de população com acesso à rede pública. Tal facto, aliado à necessidade de calibração do medidor de caudal, reforça a necessidade de validação dos caudais registados no período de tempo analisado.

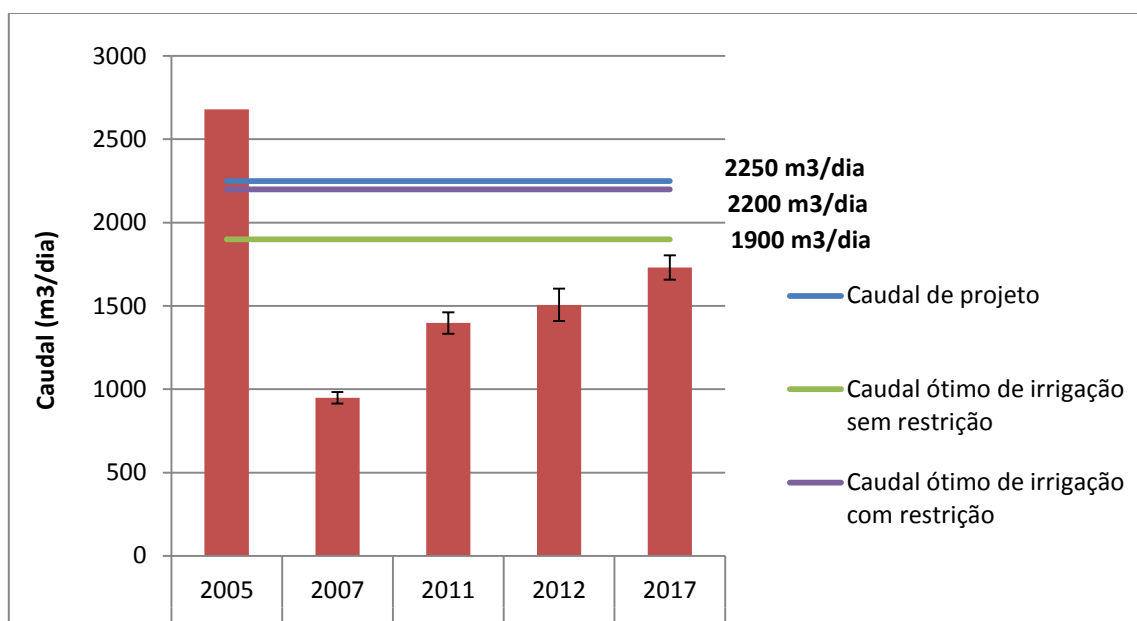


Figura 6.18 – Caudais médios diários registados na ETAR de Ribeira da Vinha nos anos 2005, 2007, 2011, 2012 e 2017 e aos caudais determinados por Rodrigues & Rangeby (1997). Valores médios e intervalo de confiança de 95%.

Considerando o caudal médio diário do ano 2017 de 1730,19 m³/dia, calculou-se pela Equação 6.2, os tempos de retenção hidráulico das lagoas, que podem ser observados em cada uma delas (ver Tabela 6.10). Os tempos de retenção calculados, excedem o tempo de retenção mínimo desejável global em cada lagoa (considerando o caudal de 1900 m³/dia, proposto por Rodrigues & Rangeby (1997)). No entanto, como referido anteriormente, este caudal médio diário pode não ser representativo da realidade atual. No caso do caudal atual ser superior ao caudal determinado por Gonçalves (2008), o tempo de retenção global do sistema será inferior ao valor desejável, comprometendo a eficiência do processo de tratamento. Nesta situação, para aumentar o tempo de retenção seria aconselhável uma gestão dos tempos de retenção de cada lagoa, utilizando as válvulas de ligação entre elas, de forma a permitir ou impedir a passagem de caudal.

$$T_r = \frac{V}{Q} \quad (6.2)$$

Onde:

T_r - representa o tempo de retenção hidráulico, expressa em dias;

V - volume de água residual da lagoa, expressa em m^3 ;

Q - Caudal médio diário, expressa em m^3/dia .

Tabela 6.10- Tempo de retenção hidráulico em cada lagoa calculado para o caudal médio diário observado em 2017.

Lagoa	Volume (m^3)	Tempo de retenção 2005 ⁽¹⁾ (dias)	Tempo de retenção 2017 (dias)	Tempo de retenção mínimo desejável (dias)
Anaeróbia 1	3 300	2,5	3,81	3,5
Anaeróbia 2	3 300	2,5	3,81	3,5
Facultativa 3	9 400	3,5	5,43	5,0
Maturação 4	9 400	3,5	5,43	5,0
Maturação 5	12 200	4,6	7,05	6,4
Maturação 6	8 700	3,2	5,03	4,6
Armazenagem 7	4 100	1,5	2,37	-
Total	50 400	15,8	26,76	24,50

(1) Gonçalves (2008)

6.3.3. Caraterização qualitativa do afluente e do efluente tratado

Os principais parâmetros físico-químicos e biológicos indicativos da qualidade do afluente e do efluente tratado da ETAR da Ribeira da Vinha, em termos médios anual, são apresentados nas Figura 6.19 e Figura 6.20. Os dados de qualidade correspondem ao período de monitorização dos anos de 2007, 2010, 2011 e 2017, e foram facultados pelo responsável do laboratório instalado no perímetro da ETAR da Ribeira da Vinha.

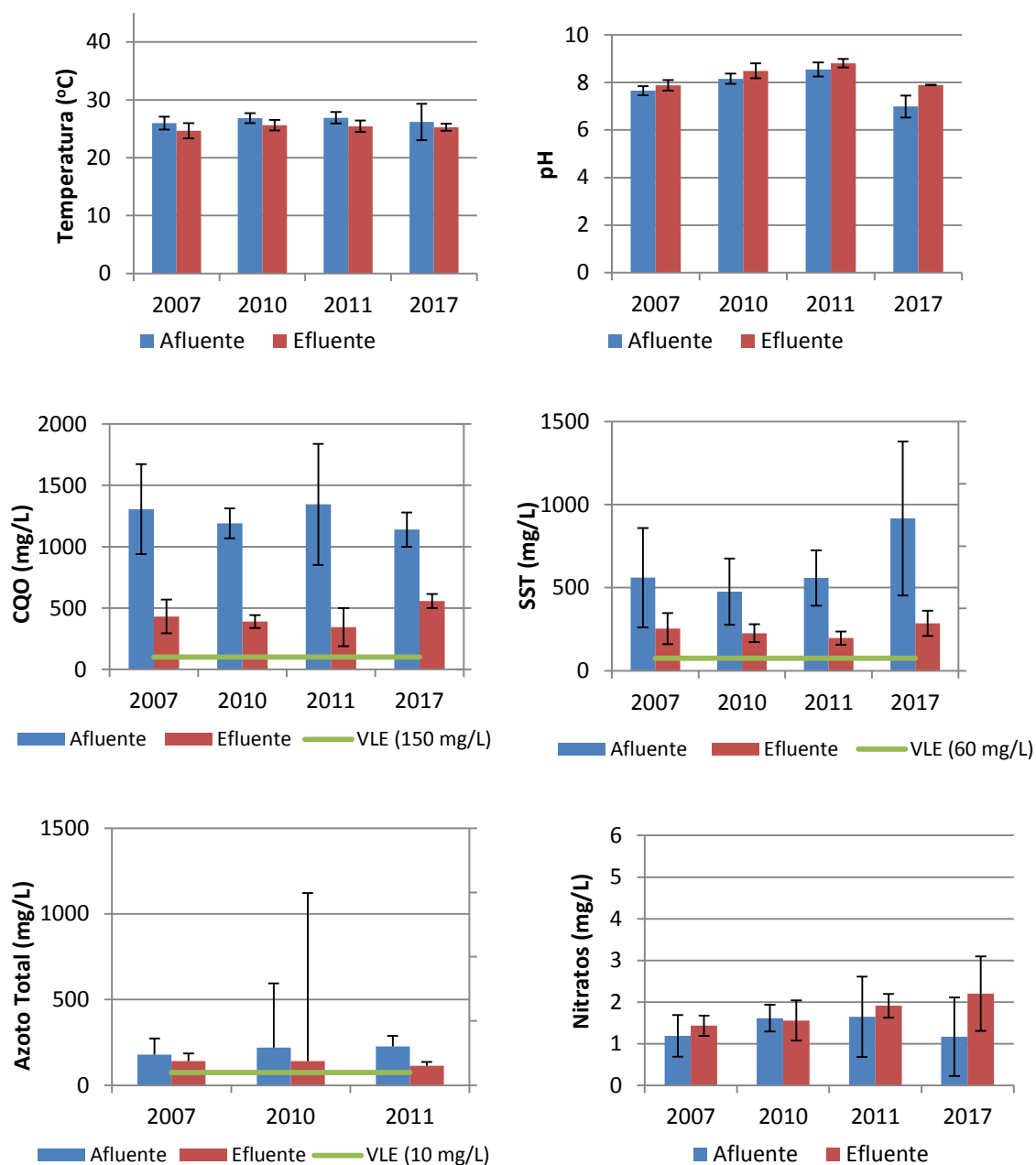


Figura 6.19 - Qualidade do afluente e efluente tratado da ETAR da Ribeira da Vinha (valores médios anuais e intervalo de confiança para 95%). VLE - Valor limite de emissão de descarga de águas residuais estipulado pelo Decreto-lei cabo-verdiano.

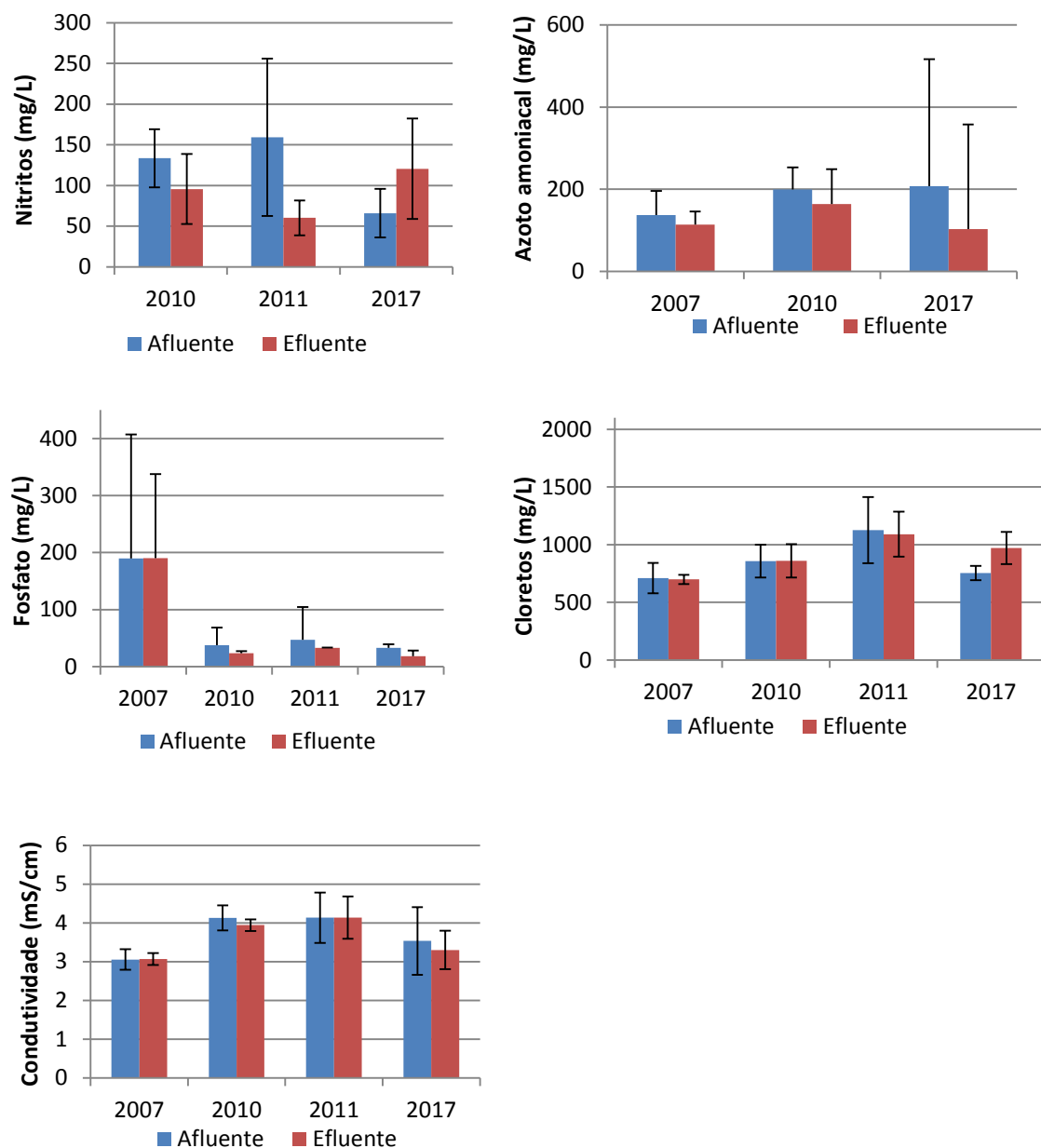


Figura 6.20 - Qualidade do afluente e efluente tratado da ETAR da Ribeira da Vinha (valores médios anuais e intervalo de confiança para 95%). VLE - Valor limite de emissão de descarga de águas residuais estipulado pelo Decreto-lei cabo-verdiano.

Apesar da composição típica das águas residuais, as suas características qualitativas e quantitativas variam consoante o poder económico e os hábitos pessoais de cada comunidade, a localização geográfica e a sazonalidade (Metcalf & Eddy, 2003). As características das águas residuais afluentes à ETAR de Ribeira da Vinha, no período de tempo analisado, em termos da concentração média anual são apresentadas na Tabela 6.11. Da análise dos dados constata-se que as águas residuais afluente à ETAR de Ribeira da Vinha, em termos de concentração média anual,

apresentaram uma composição muito próxima entre si no período de tempo analisado, com a exceção de parâmetros como os SST, N-NO_2^- e PO_4^{3-} que apresentaram valores bastante variáveis.

Tabela 6.11 - Caracterização em termos da concentração média anual das águas residuais afluentes à ETAR da Ribeira da Vinha nos anos 2007, 2010, 2011 e 2017.

Parâmetro	Unidade	Variação da concentração média anual	
		Valor mínimo	Valor máximo
pH	Escala Sorensen	6,99 ($\pm 0,46$)	8,54 ($\pm 0,29$)
Temperatura	°C	25,99 ($\pm 1,11$)	26,85 ($\pm 0,99$)
CQO	mg O_2/L	1139 (± 140)	1344 (± 345)
SST	mg/L	475 (± 199)	917 (± 463)
Azoto Total	mg N/L	178,9 ($\pm 94,3$)	226,6 ($\pm 61,6$)
Nitratos	mg N/L	1,17 ($\pm 0,94$)	1,64 ($\pm 0,96$)
Nitritos	mg N/L	66 ($\pm 29,84$)	159,2 ($\pm 96,59$)
Azoto amoniacal	mg N/L	137,19 ($\pm 58,83$)	207,33 ($\pm 309,52$)
Fosfato	mg P/L	33 ($\pm 6,57$)	190 ($\pm 217,01$)
Condutividade	mS/cm	3,06 ($\pm 0,26$)	4,13 ($\pm 0,32$)
Cloretos	mg Cl^-/L	709,56 ($\pm 132,45$)	1125,1 ($\pm 287,56$)

A temperatura e o pH constituem alguns dos parâmetros físicos que mais afetam a eficiência de tratamento das lagoas de estabilização, por possuírem um efeito significativo na atividade metabólica dos seres vivos e, conseqüentemente, na depuração do efluente (Mansouri *et al.*, 2011; Mayo e Noike, 1996). A temperatura das águas residuais é fortemente dependente da localização geográfica, da estação do ano e do período do dia, enquanto o pH é influenciada pela capacidade tampão das águas residuais, traduzida pelo equilíbrio carbonato-bicarbonato, que é, por sua vez, dependente da composição das águas residuais (Cromar *et al.* (1996) citado em Silva (2003) Mayo e Noike, 1996). De acordo com os dados bibliográficos (Mara, 2004; Aloice W. Mayo & Noike, 1996; Oliveira, 1995), os valores de temperatura e pH observados para o afluente à ETAR de Ribeira da Vinha no período de tempo estudado, encontram-se dentro do intervalo de valores considerados favoráveis para o processo de depuração de águas residuais por lagoas de estabilização.

De acordo com os dados fornecidos pelo laboratório da ETAR, a água residual afluente à ETAR da Ribeira da Vinha é caracterizada por elevadas concentrações de matéria orgânica, como se pode observar pelas concentrações médias anuais de CQO, que variam entre 1139 ($\pm 140,11$) mg O_2/L e 1344 ($\pm 344,67$) mg O_2/L . Os valores observados são superiores às concentrações típicas de CQO verificadas em águas residuais domésticas não tratadas, referidos por Metcalf & Eddy (2003) (entre 250-800 mg O_2/L), Henze *et al.* (1997) (entre 320-740 mg O_2/L) e Butler & Davies (2004) (entre 350-

750 mg de O_2/L). Não obstante, os valores de CQO obtidos aproximam-se das concentrações típicas de águas residuais consideradas fortes por Metcalf & Eddy (2003), que corresponde a concentrações de CQO da dos 800 mg O_2/L para caudais produzidos, igual ou inferior a 240 L/(hab.dia). Évora (2010) ao estudar a qualidade físico-química do afluente à ETAR da Ribeira da Vinha determinou uma concentração de CQO muito próxima dos valores obtidos, igual a 1145 (± 60) mg O_2/L . Rodrigues & Rangeby (1997) e Gonçalves (2008), por sua vez, ao estudarem a performance da ETAR da Ribeira da Vinha, determinaram para um caudal afluente à ETAR de 1750 e 2250 m^3/dia , uma concentração de CQO inferior, igual a 746 e 775 mg O_2/L , respetivamente. Os dados referidos por Gonçalves (2008), resultam de uma campanha de amostragem para a caracterização do afluente e efluente da ETAR da Ribeira da Vinha realizada pela Electra em 2008. A caracterização da performance da ETAR realizada por Rodrigues & Rangeby (1997) decorreu no período de 1994 e 1995, no âmbito do estudo do sistema de saneamento da cidade do Mindelo realizada pela Universidade de Lund (Suécia). De acordo com o estudo de Rodrigues & Rangeby (1997), a razão CQO/CBO na ETAR da Ribeira da Vinha é igual a 2, o que indica que a razão CBO/CQO é igual a 0,5, tratando-se, assim, de uma água residual passível de ser tratada por via biológica (Metcalf & Eddy, 2003).

À semelhança da CQO, os SST constituem um dos principais parâmetros indicadores da qualidade de água residuais. Em lagoas de estabilização, a sua remoção nas lagoas anaeróbias é fundamental para a eficiência de tratamento das etapas seguintes do processo de depuração. No período de estudo em análise, o afluente à ETAR da Ribeira da Vinha apresentou uma concentração média anual de SST variável entre 475, 4 ($\pm 199,5$) mg/L e 916,5 ($\pm 463,2$) mg/L. Nos anos 2007, 2010 e 2011, as concentrações médias anuais de SST foram muito próximos entre si, valores de 560,1 mg/L ($\pm 299,2$), 475,4 ($\pm 199,5$) mg/L e 558,4 ($\pm 166,4$) mg/L, respetivamente, enquanto em 2017 houve um aumento considerável do teor de SST (916,5 ($\pm 463,2$) mg/L), aproximadamente o dobro. Por outro lado, o intervalo de confiança observado para a concentração média observada em 2017 é elevado, o que põe em causa a representatividade dos valores obtidos para este parâmetro. Os valores dos SST obtidos nos anos 2007, 2010 e 2011 assemelham-se muito aos valores obtidos por Rodrigues & Rangeby (1997) (540 mg/L) e das concentrações consideradas típicas de águas residuais domésticas fortes, apesar de não se inserirem neste intervalo [120 mg/L, 450 mg/L] (Butler & Davies, 2004; Henze *et al.*, 1997; Metcalf & Eddy, 2003).

A presença de compostos de azoto em águas residuais resulta principalmente da degradação de matéria orgânica, nomeadamente, proteínas, aminoácidos, ureia, ácido úrico, purinas e pirimidinas (Silva & Mara, 1979). As águas residuais afluentes à ETAR, no período de tempo analisado (2007, 2010 e 2011), são caracterizadas por uma concentração de azoto total variável entre 178,88 mg N/L ($\pm 94,33$) e 226,63 ($\pm 61,62$) mg N/L, muito próximas dos valores obtidos por Rodrigues & Rangeby, (1997) (266 mg de N/L). No entanto, estes valores são superiores às concentrações típicas de águas residuais domésticas [30 mg de N/L; 85 mg de N/L] (Butler & Davies, 2004; Henze *et al.*, 1997; Metcalf & Eddy, 2003). De acordo com Metcalf & Eddy (2003), as formas de azoto mais comum nas águas residuais são o azoto orgânico, azoto amoniacal ($N-NH_4^+$), nitritos e nitratos. A concentração

de azoto amoniacal obtida foi variável entre 137,19 ($\pm 58,83$) mg/N e 207,33 ($\pm 309,52$) mg N/L, enquanto as concentrações de nitritos e nitratos observadas variaram entre 66,00 ($\pm 29,84$) mg N/L e 159,2 ($\pm 96,59$) mg N/L, e 1,17 ($\pm 0,94$) mg N/L e 1,64 ($\pm 0,96$) mg N/L, respetivamente. Rodrigues & Rangeby (1997) obtiveram uma concentração de azoto amoniacal muito próxima, um valor de 205 mg N/L para um caudal afluyente à ETAR de 1750 m³/dia. Relativamente aos resultados obtidos para os nitratos, foram muito próximas da concentração determinada por Évora (2010) (1,15 \pm 0,14 mg N/L) ao avaliar a qualidade físico-química das águas residuais afluentes à ETAR de Ribeira da Vinha. Os valores de nitritos obtidos por Évora (2010) (111 \pm 7 mg N/L) enquadram-se no intervalo de valores obtidos.

No que concerne aos compostos de fósforo, foi avaliada a variação da concentração de PO₄³⁻, ao longo do período de tempo em análise, obtendo concentrações variáveis entre 33 ($\pm 6,57$) mg P/L e 190 ($\pm 217,01$) mg P/L. As concentrações de fosfatos obtidas em 2010 (37,94 \pm 30,49 mg P/L), 2011 (47,31 \pm 57,49 mg P/L) e 2017 (33 \pm 6,57 mg P/L) são muito próximas dos valores obtidos por Gonçalves (2008), enquanto os valores de concentração obtidos no ano 2007 (190 \pm 217,01) mg P/L, não segue os valores típicos de concentrações de fosfato de águas residuais não tratadas e nem tão pouco os valores obtidos nos estudos efetuados na ETAR de Ribeira da Vinha (Évora, 2010; Gonçalves, 2008; Rodrigues & Rangeby, 1997). Este valor não deve ser representativo das concentrações de fosfato do afluyente à ETAR, tendo em conta o elevado intervalo de confiança de 95%.

As águas residuais afluentes à ETAR da Ribeira da Vinha apresentaram elevadas concentrações médias de cloretos, comparativamente às características típicas de águas residuais doméstica [30 mg de Cl⁻ 90 mg de Cl⁻ (Metcalf & Eddy, 2003)], variável entre 709,56 ($\pm 132,45$) mg Cl⁻/L e 1125,1 ($\pm 287,56$) mg Cl⁻/L. O elevado teor de cloretos constitui um dos principais problemas de qualidade da ETAR da Ribeira da Vinha, tendo em conta que a tendência é o aumento da concentração ao longo da sequência de tratamento, devido à evaporação. Uma das eventuais fontes de elevado teor de cloretos em águas residuais é a sua elevada concentração na água potável, no entanto, a água de abastecimento da cidade de Mindelo é caracterizada por apresentar uma concentração média de 182,73 mg Cl⁻/L, muito inferior à concentração registada na água residual bruta, descartando-se, portanto, esta potencial fonte. Os valores de condutividade obtidos, também traduzem a elevada salinidade das águas residuais afluentes à ETAR de Ribeira da Vinha, com concentrações médias variáveis entre 3,06 ($\pm 0,26$) mS/cm e 4,13 ($\pm 0,32$) mS/cm. A elevada salinidade de água residual afluyente à ETAR poderá ser resultado de afluições indevidas na rede de esgotos, nomeadamente a intrusão da água do mar nas estações elevatórias da zona costeira e a utilização de água salobra para usos domésticos devido à escassez de água. O elevado teor salino de águas residuais poderá ter efeitos adverso sobre o processo de tratamento devido à intolerância salina de alguns dos microrganismos presentes no sistema de tratamento, direta ou indiretamente, responsáveis pelo processo de depuração, bem como sobre as culturas irrigadas, causando problemas de fitotoxicidade e salinização dos solos.

Em suma, pode-se constatar que as águas residuais afluentes à ETAR da Ribeira da Vinha são caracterizadas por elevadas cargas poluentes, comparativamente com a composição típica das águas residuais, principalmente no que se refere à carga orgânica e à salinidade. A elevada carga orgânica, pode ser justificada, pelo baixo consumo de água *per capita* devido à escassez de recursos hídricos característico da ilha, o que se traduz em águas residuais muito concentradas. Tendo em conta a proximidade das concentrações de CQO, SST e azoto amoniacal, dos valores de concentração típicos das águas residuais fortes (Metcalf & Eddy, 2003), a água residual afluente à ETAR da Ribeira da Vinha pode ser classificada como forte em termos da sua caracterização.

Relativamente a quantificação dos coliformes fecais nas águas residuais afluentes à ETAR da Ribeira da Vinha, a disponibilidade de informações é deficitária, existindo apenas dados do ano 2010, onde a média anual de teor deste parâmetro foi igual a $8,14 \times 10^7$ UFC/100mL ($\pm 7,1 \times 10^6$).

No que concerne à qualidade do efluente tratado da ETAR da Ribeira da Vinha, a Tabela 6.12 apresenta a variação das concentrações médias anuais nos anos 2007, 2010, 2011 e 2017. Pode-se constatar que houve uma redução dos valores da maior parte dos parâmetros. A eficiência de remoção do processo de tratamento, bem como a análise ao efluente tratado no que refere a qualidade para rega agrícola, serão abordados na secção 6.3.4 e 6.3.5.

Os valores do pH e da temperatura do efluente tratado sofreram pequenas variações, comparativamente às características do afluente à ETAR. No entanto, os valores de pH verificados para o efluente tratado foram superiores aos valores observados para a água residual afluente à ETAR. Tal fato pode ser justificado pela ocorrência nas lagoas de estabilização de processos como a fotossíntese e a desnitrificação que provocam o aumento dos valores de pH em meio aquático. De um modo geral, no período de tempo estudado, os valores médios mensais do pH em todo o sistema de tratamento variaram entre 6,8 e 8,4 no ano 2007, 7,2 e 8,97 no ano 2010, 7,42 e 9,19 no ano 2011 e 6,97 e 7,9 no ano 2017 (referentes apenas à águas residual bruta e efluente tratado). A temperatura observada para o sistema de lagunagem, nos anos 2007, 2010, 2011 e 2017, foi variável entre 22 e 35 °C, 24 e 29 °C, 23 e 29 °C e 25 e 27,5 °C, respetivamente.

Tabela 6.12 - Caracterização em termos da concentração média anual do efluente tratado da ETAR da Ribeira da Vinha nos anos 2007, 2010, 2011 e 2017.

Parâmetro	Unidade	Variação da concentração média anual	
		Valor mínimo	Valor máximo
pH	Escala Sorensen	7,88 ($\pm 0,22$)	8,81 ($\pm 0,18$)
Temperatura	°C	24,67 ($\pm 1,33$)	25,61 ($\pm 0,9$)
CQO	mg O ₂ /L	344,67 ($\pm 50,18$)	557 ($\pm 58,21$)
SST	mg/L	188 ($\pm 50,7$)	286 ($\pm 76,24$)
Azoto Total	mg N/L	114,25 ($\pm 21,63$)	141,81 ($\pm 979,65$)
Nitratos	mg N/L	1,43 ($\pm 0,24$)	2,2 ($\pm 0,9$)
Nitritos	mg N/L	60,18 ($\pm 21,37$)	120,5 ($\pm 61,69$)
Azoto amoniacal	mg N/L	102,83 ($\pm 255,05$)	163,88 ($\pm 85,2$)
Fosfato	mg P/L	18,33 ($\pm 10,04$)	190,09 ($\pm 147,5$)
Condutividade	mS/cm	3,07 ($\pm 0,15$)	4,13 ($\pm 0,55$)
Cloretos	mg Cl ⁻ /L	698,25 ($\pm 40,89$)	1090,11 ($\pm 194,94$)
Coliformes fecais	UFC/100 mL	1716,44 ($\pm 1601,4$)	$7,09 \times 10^5$ ($\pm 8,5 \times 10^5$)

A CQO apresentou uma grande variação de valores entre 344,67 ($\pm 50,18$) mg O₂/L e 557 ($\pm 58,21$) mg O₂/L, o que pode ser justificado pela diferente variação da temperatura das lagoas, no período de tempo analisado, influenciando a atividade biológica, e pelo estado de manutenção das lagoas, embora a análise de variância (ANOVA) indique que as concentrações obtidas não são estatisticamente diferentes. Rodrigues & Rangeby (1997) e Évora (2010) determinaram concentrações de CQO para o efluente tratado muito próximo dos valores obtidos, igual a 445 e 500 mg de O₂/L, respetivamente. Apesar da redução das concentrações de CQO do efluente tratado, comparativamente ao afluente, as concentrações obtidas são significativamente superiores às concentrações consideradas suscetíveis de causar efeitos adversos sobre o meio ambiente, definidas pelo Decreto-lei português número 152 de 1997 (125 mg de O₂/L) e pelo Decreto-lei cabo-verdiano número 8 de 2004 (150 mg de O₂/L), que regulam os requisitos de descarga de águas residuais.

Contrariamente ao que se verificou para a CQO, observou-se uma fraca variação dos valores de SST obtidos no período de tempo analisado, variando entre 188 ($\pm 50,7$) mg/L e 286 ($\pm 76,24$) mg/L. Pode-se constatar que ocorreu uma remoção significativa de SST, no entanto, as concentrações obtidas são superiores aos valores limites de emissão regulados pela legislação cabo-verdiano e portuguesa que regulam a descarga de águas residuais. Os valores de SST determinados por Évora (2010), Gonçalves (2008) e Rodrigues & Rangeby (1997) não se enquadraram no intervalo de concentrações de SST obtidas no período de tempo analisado. Rodrigues & Rangeby (1997) obtiveram uma concentração de SST do efluente tratado igual a 125 mg/L enquanto Gonçalves (2008) obteve uma concentração igual a 360 mg/L, muito próximo dos valores determinado por Évora (2010)

(357,8 mg/L). Uma análise da eficiência de remoção deste parâmetro é apresentada na secção seguinte.

A concentração média de azoto total do efluente tratado no período analisado, variou entre 114,25 ($\pm 45,62$) mg N/L e 141,81 ($\pm 21,93$) mg N/L. Estes valores foram significativamente superiores aos valores obtidos por Gonçalves (2008) (< 20 mg de N/L), enquanto Rodrigues & Rangeby (1997) obtiveram concentrações muito próximas, igual a 115 mg de N/L. No que refere ao azoto amoniacal constatou-se uma diminuição da sua concentração comparativamente ao afluente à ETAR, apresentado concentrações variáveis entre 114,07 ($\pm 31,64$) mg N/L e 163,88 ($\pm 85,20$) mg N/L. Em lagoas de estabilização, a remoção do azoto amoniacal ocorre por processos como nitrificação e por assimilação pelos produtores primários, principalmente microalgas (Strang & Wareham, 2006). A ocorrência do processo de nitrificação poderá justificar o aumento da concentração de nitratos do efluente final (variável entre 1,43 ($\pm 0,24$) mg N/L e 2,2 ($\pm 0,90$) mg N/L), comparativamente ao afluente à ETAR da Ribeira da Vinha. A concentração de nitritos, por sua vez, variou entre 60,18 ($\pm 21,37$) mg N/L e 120,50 ($\pm 61,69$) mg N/L, com a exceção do ano 2017, observou-se para o período de tempo analisado, uma redução do teor de nitritos do efluente tratado comparativamente ao afluente à ETAR, que pode ser justificada pela ocorrência de nitrificação.

No período de tempo analisado verificou-se uma redução do teor de fosfatos do efluente tratado, comparativamente às características do afluente à ETAR. Os valores de fosfatos observados para o efluente variaram entre 18,33 ($\pm 10,04$) mg /L e 190 ($\pm 147,5$) mg P/L, embora a concentração observada em 2017 (190 ($\pm 147,5$) mg P/L) não seja representativa da realidade, devido ao enorme intervalo de confiança de 95%. Em lagoas de estabilização a remoção do fósforo pode ocorrer por processos como a sedimentação, precipitação, assimilação pelos produtores primários e por adsorção em matéria particulada (Kayombo *et al.*, 2005; Peng *et al.*, 2007; Silva, 2003).

Os teores de cloretos do efluente tratado variaram entre 698,25 ($\pm 49,89$) mg Cl^- /L e 1090,11 ($\pm 194,94$) mg de Cl^- /L. Pode-se constatar que os teores médios de Cl^- observados no período de 2007 a 2011 para o afluente à ETAR e para o efluente tratado foram muito semelhantes entre si, enquanto no ano 2017 verificou-se um aumento do teor de salinidade do efluente comparativamente ao afluente, que pode ser justificada por incidência de maior taxa de evaporação neste período. No que refere a condutividade verificou-se uma pequena variação do efluente comparativamente ao afluente. Pode-se constatar que o efluente tratado da ETAR da Ribeira da Vinha é caracterizado por elevado teor de salinidade que poderá ter efeitos adversos, quer no funcionamento da ETAR, quer sobre o solo as culturas irrigadas, como foi anteriormente referido. Recomenda-se, assim, a monitorização regular dos cloretos e da condutividade do efluente, bem como a realização de um estudo de avaliação das eventuais causas da elevada salinidade das águas residuais, a fim de colmatar esta problemática. Matos *et al.* (2017) acrescentam, ainda, que este estudo deve incluir a modelação e campanha experimental de medição dos valores de condutividade elétrica ao longo da zona costeira da rede de drenagem de águas residuais e da entrada da ETAR, por ocasião da preia-mar e baixa-mar, num período de 5 a 10 dias. Estes autores recomendam, ainda, a análise da possibilidade de

instalação de válvulas de maré nas descargas de *by-pass* ou *overflows* das estações elevatórias da zona costeira (e eventuais descargas adicionais que possam existir na rede de drenagem de águas residuais), de modo a impedir a entrada de água do mar no sistema de drenagem.

6.3.4. Eficiência do processo de tratamento

A Tabela 6.13 apresenta a eficiência de tratamento da ETAR de Ribeira da Vinha nos anos 2007, 2010, 2011 e 2017. As eficiências de remoção observadas para a CQO são próximos dos resultados obtidos por Hodgson (2007) e Taebi & Pour-Eshaq (2000) ao estudarem a performance de lagoas de estabilização localizadas no Gana e no Irão, respetivamente. Hodgson (2007) e Taebi & Pour-Eshaq (2000) obtiveram eficiências de remoção de CQO de 70,6 e 65,1%, respetivamente. Mahassen *et al.* (2008) (Egipto), Naddafi *et al.* (2009) (Irão) e Mozaheb, *et al.* (2010) (Irão), por sua vez, determinaram eficiências de remoção de CQO e SST inferiores às eficiências obtidas na ETAR da Ribeira da Vinha ao estudarem a performance de lagoas de estabilização: Mahassen *et al.* (2008), CQO (48,95%) e SST (44,3%,); Naddafi *et al.* (2009), SST (39%); e Mozaheb, *et al.* (2010), CQO (50%). Não obstante, as eficiências de remoção obtidas são inferiores aos resultados determinados em estudos de avaliação de desempenho de lagoas de estabilização, realizados por: Oke *et al.* (2006) (Nigéria), CQO (96,45%); Rajabhandari & Annachhatre (2004) (Tailândia), CQO (90%) e SST (90%); e Rahmatiyar *et al.* (2014) (Irão), CQO (82,6%) e SST (77,75%). A baixa eficiência da ETAR da Ribeira da Vinha comparativamente aos resultados obtidos por estes autores, pode ser justificada pela inadequada manutenção da ETAR e pela desativação da lagoa anaeróbia 2 para efeito de limpeza de lamas, observada no período em estudo, ocasionando a sobrecarga da outra lagoa anaeróbia, e consequentemente, um tempo de retenção muito curto, contribuindo para a redução da eficiência do processo de tratamento no sistema de tratamento.

Tabela 6.13 - Eficiência de remoção média da ETAR de Ribeira da Vinha no ano 2007, 2010, 2011 e 2017.

Parâmetros	Eficiência de remoção (%)															
	Ano 2007				Ano 2010				Ano 2011				Ano 2017			
	LA	LF	LM	Global	LA	LF	LM	Global	LA	LF	LM	Global	LA	LF	LM	Global
CQO	–	–	–	67,0	46,8	0,8	38,2	67,3	–	–	–	74,4	–	–	–	51,1
SST	32,3	-11,2	39,9	54,8	46,6	-10,2	19,4	52,5	45,7	26,7	15,4	66,3	–	–	–	68,8
N_{total}	–	–	–	20,9	33,4	–	–	35,5	–	–	–	49,6	–	–	–	–
NO₃⁻	–	–	–	-20,2	36,0	-81,6	16,6	3,1	–	–	–	-16,5	–	–	–	-88,0
NO₂⁻	–	–	–	–	–	–	41,2	28,3	–	–	–	62,2	–	–	–	-82,6
NH₄⁺	–	–	–	16,9	6,0	-34,6	35,1	17,9	–	–	–	–	–	–	–	50,4
PO₄³⁻	–	–	–	-0,05	12,2	54,0	-55,7	37,1	–	–	–	52,04	–	–	–	44,5
Cl⁻	19,9	–	–	1,6	8,9	-1,9	-7,9	-0,3	15,8	-0,4	-14,6	3,2	–	–	–	-28,8
Coliformes Fecais	–	–	–	–	30,9	45,8	99,7	99,9	–	–	–	–	–	–	–	–

As imagens (Figura 6.21) registadas em Abril de 2018 demonstram um grande volume de lama à superfície da lagoa facultativa, o que indica que o processo de funcionamento desta lagoa é deficiente, provavelmente devido à proliferação de bactérias filamentosas, provocando a flotação das lamas. A presença desta camada de lamas à superfície vai originar uma redução drástica da penetração da radiação solar na coluna de água e uma oxigenação deficiente da lagoa, reduzindo drasticamente a oxidação aeróbia da matéria orgânica, resultando em baixas eficiências de remoção de matéria orgânica. Bautista (2016), também observou uma grande quantidade de lamas na lagoa facultativa, ao estudar a performance da ETAR de Ribeira da Vinha em 2016. Para esta autora, a lagoa facultativa nestas condições funciona como uma lagoa anaeróbia, no entanto, a sua profundidade é inferior aos valores teóricos indicados para este tipo de lagoa, portanto, com ausência de oxigénio e uma profundidade insuficiente, as eficiências de remoção de matéria orgânica resultantes só podem ser reduzidas.

A manutenção constitui uma das principais limitações da ETAR da Ribeira da Vinha e tem sido realizada com algumas falhas, tanto em termos técnicos e operacionais, como de periodicidade de intervenção. A remoção de lamas acumuladas no fundo das lagoas anaeróbias e facultativas não é realizada na periodicidade ideal, apesar do modo de operação ser adequado ao sistema, enquanto a remoção de vegetação é realizada manualmente de forma irregular, apenas nos acessos às lagoas, permitindo o desenvolvimento de vegetação nos taludes e no interior das lagoas. De referir, ainda, que a falta de manutenção das lagoas de estabilização pode contribuir para a proliferação de insetos. Mais informações acerca da manutenção das lagoas de estabilização e equipamentos da ETAR podem ser consultadas em Gonçalves (2008) e Bautista (2016), bem como propostas de planos de manutenção.

Em 2010 verificou-se uma eficiência de remoção de CQO na lagoa anaeróbia e facultativa igual a 46,8 e 0,8%, respetivamente. Estes resultados evidenciam o baixo desempenho destas lagoas, principalmente quando comparadas com as eficiências de remoção deste tipo de lagoas na literatura. Outro aspeto que poderá influenciar a eficiência de remoção de CQO é a presença de metais pesados na água residual, que poderão inibir o desenvolvimento dos microrganismos responsáveis pelo processo de depuração. Alguns metais pesados como crómio, cádmio, chumbo e zinco, foram detetados na água residual, no entanto, sem um estudo experimental, não se pode afirmar que as concentrações verificadas poderão causar danos nocivos aos microrganismos, direta ou indiretamente, responsáveis pelo processo de depuração. Quanto aos SST, as maiores eficiências de remoção foram observadas, nas lagoas de anaeróbias. Nos anos 2007 e 2010 verificou-se um aumento da concentração de SST nas lagoas facultativa, comparativamente a lagoa anaeróbia (11,21 e 10,23%, respetivamente).



Figura 6.21 – Estado de manutenção da lagoa facultativa em Abril de 2018.

No que respeita aos nutrientes presentes na água residual, as eficiências de remoção global de fosfatos nos anos 2010, 2011 e 2017 foram de 37,1%, 52,0% e 44,5%, respetivamente. Em 2007, os dados indicam um aumento deste composto no efluente comparativamente ao influente. Em termos de percentagem de remoção de cada lagoa, as eficiências de remoção obtidas em 2010 indicam uma maior remoção na lagoa facultativa (54,0%). Os resultados obtidos são superiores as eficiências de remoção obtidas por Gonçalves (2008) para as lagoas de maturação (25%).

No que respeita aos compostos de azoto, as eficiências de remoção global foram muito reduzidas (ver). A eficiência de remoção global do azoto total obtida aproxima-se do valor observado por Verbyla (2013) ($43,2 \pm 30,5\%$), ao estudar a performance de um sistema de lagoas de estabilização constituída por uma lagoa facultativa e duas lagoas de maturação, com tempo de retenção hidráulico de 37 ($\pm 12,8$) dias. A remoção de azoto do afluente à ETAR de Ribeira de Vinha ocorreu maioritariamente sob a forma de nitritos (variável entre 28,3 e 62,2%), contribuindo para o aumento das concentrações de nitratos no efluente tratado, verificados nos anos de 2007, 2011 e 2017. No que refere ao azoto amoniacal, a sua remoção (variável entre 16,9 e 50,4%) deve ter ocorrido maioritariamente por assimilação pelas microalgas e cianobactérias, e pelas bactérias nitrificantes, uma vez que o valor de pH verificado nas lagoas (variável entre 6,8 e 9,19) não favorece elevadas taxas de volatilização de NH_3 (Mayo & Abbas, 2014). A maior percentagem de remoção de compostos de azoto no ano 2010, de acordo com os dados da, ocorreu na lagoa anaeróbia, no caso dos nitratos (36,0%) (desnitrificação e assimilação pelos organismos foto-autotróficos), e nas lagoas de maturação, no caso dos nitritos (41,16%) e azoto amoniacal (35,12%). Apesar da carga orgânica das lagoas de maturação serem possivelmente superiores aos valores indicados na literatura, devido à deficiente manutenção e funcionamento das lagoas que a antecedem, a eficiência de remoção de nitritos obtidos são superiores aos resultados verificadas por (Mayo & Abbas, 2014) (26,2%). Bautista (2016), ao realizar um estudo de campo na ETAR da Ribeira da Vinha, constata a presença de lamas no fundo da lagoa de maturação número 4, resultante do deficiente funcionamento do sistema de

tratamento. De acordo com este autor, esta lagoa de maturação deveria estar a funcionar como uma lagoa facultativa.

Não obstante, a ETAR de Ribeira da Vinha apresentar uma elevada eficiência de remoção global de coliformes fecais, igual a 99,88%, das quais 99,68% são removidos nas lagoas de maturação. Este valor é muito próximo das eficiências de remoção de coliformes fecais obtidas por Rodrigues & Rangeby (1997) (99,99%) e Gonçalves (2008) (99,73%) ao estudarem a performance da ETAR da Ribeira de Vinha. A eficiência de remoção observada, embora seja inferior, é muito próximo das percentagens de remoção usualmente obtidas para lagoas de maturação (99,99%) referidas na literatura (Goyna, 1972; Mara, 2004; Silva & Mara, 1979).

6.3.5. Reutilização das águas residuais tratadas para rega agrícola

Para colmatar a escassez de água da ilha de São Vicente no que respeita à disponibilidade de água para irrigação agrícola, o Governo de Cabo Verde implementou em 2005, o projeto PARI que visa reutilizar o efluente tratado da ETAR da Ribeira da Vinha para a rega de um perímetro agrícola localizada numa das principais zonas de produção agrícola da ilha, Tchon de Holanda (Ribeira da Vinha).

O perímetro agrícola (Figura 6.22) localiza-se a 3 km da ETAR da Ribeira de Vinha e abrange uma área de 30 ha, dividido em 95 frações de 3 000 m², entregue a exploração a 95 agricultores. A área cultivável é de 22,2 ha, a restante área é ocupada pelas infraestruturas de distribuição e armazenamento, nomeadamente, seis reservatórios de 300 m³. Para além dos 95 beneficiários do perímetro agrícola, são ainda beneficiados pelo projeto PARI, 50 proprietários de terrenos adjacentes ao perímetro, que são abastecidos pelo efluente tratado através de 5 ramais duplos, existentes ao longo da conduta (comprimento: 3 km; tipo de material: PVC) de transporte do efluente tratado, da ETAR para o perímetro agrícola. A água residual tratada é fornecida ao perímetro e aos terrenos adjacentes de acordo com um plano de rega estabelecido.



Figura 6.22- Perímetro de rega do projeto PARI.

São cultivadas no perímetro agrícola e nas propriedades adjacentes diversos tipos de culturas, nomeadamente, frutíferas e hortícolas, que são posteriormente colocados no mercado para venda à comunidade em geral. Na fase inicial da implementação do projeto foram ministradas diversas ações de formação, envolvendo os beneficiários, focado nos princípios básicos de higiene, segurança e saúde associadas à produção agrícola com irrigação por reutilização de águas residuais tratadas, onde foram estabelecidos um conjunto de limitações do projeto relativas ao tipo de culturas produzidas e a técnicas de irrigação utilizada. Apesar das especificações do projeto indicarem que devem ser privilegiadas as culturas de forragens de animais, árvores frutíferas e produtos hortícolas que sejam consumidas cozinhadas, são também cultivadas culturas hortícolas que são habitualmente consumidas frescas, o que aumenta as exigências do ponto de vista da qualidade do efluente tratado.

De forma a salvaguardar a proteção da saúde pública, foi selecionada, como técnica de irrigação do projeto PARI, o sistema de rega gota a gota que reduz o contacto entre a cultura e a água residual tratada, reutilizada para a rega. Todas as parcelas agrícolas entregues à exploração dos agricultores, foram totalmente equipadas por sistemas de rega gota a gota. O caudal de rega do projeto foi estimado entre 1400 e 1800 m³/dia (Gonçalves, 2008), no entanto, de acordo com os dados de abastecimento do ano 2017 (Figura 6.23), é possível satisfazer as necessidades de rega com um caudal inferior aos estimados. No ano 2017, o caudal diário de abastecimento do perímetro agrícola variou entre 1286,17 (±2,04) m³/dia e 1501,29 (±15,91) m³/dia (Figura 6.23). Por não haver relato, por parte dos agricultores, de insuficiência do caudal de rega, presume-se que estes caudais satisfizeram as necessidades de água de rega neste período. O efluente tratado da ETAR da Ribeira da Vinha é, ainda, reutilizado para a rega dos espaços verdes da cidade, estima-se que em 2017 o caudal médio diário de rega foi igual a 85 m³/dia. O balanço hídrico do caudal de águas residuais afluente à ETAR e os caudais de irrigação em 2017 indica que existe um caudal excedente de águas residuais tratadas variável entre 56,17 e 403,41 m³/dia. Gonçalves (2008), também, determinou um caudal de águas residuais tratadas excedente em 2005 igual a 541 m³/dia. Numa ilha caracterizada por escassez de recursos hídricos, deverão ser pensadas novas soluções para a reutilização das águas residuais

tratadas excedentes, o que implicaria a construção de um sistema de tratamento adicional à já existente. É importante referir que no cálculo do caudal excedente, não se considerou a taxa de evaporação do sistema de lagunagem.

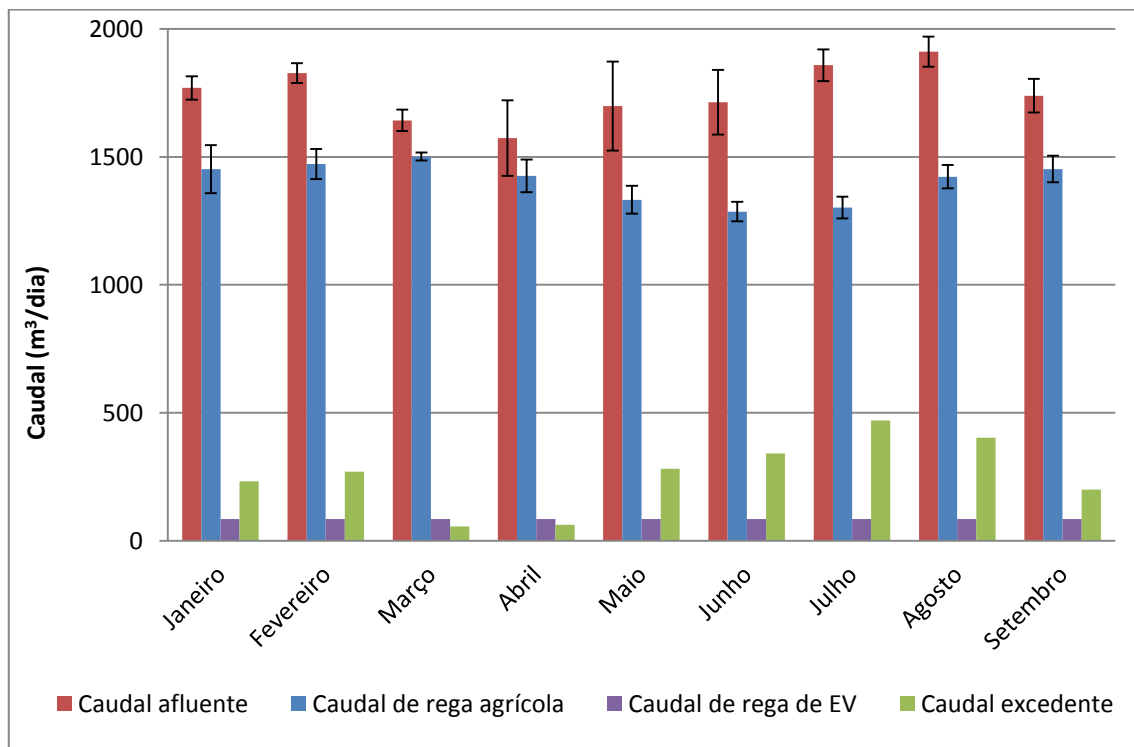


Figura 6.23 – Produção e usos de água residual (intervalo de confiança de 95%): EV- espaços verdes da cidade.

A qualidade do efluente tratado para reutilização para rega deve satisfazer alguns requisitos do ponto de vista agronómico e da proteção da saúde pública. Não obstante a presença de substâncias benéficas para o desenvolvimento de culturas (macronutrientes e micronutrientes) nas águas residuais tratadas, estas possuem algumas características como a salinidade, e a presença de elementos tóxicos (como por exemplo os metais pesados) que, em determinadas condições, poderão ter efeitos adversos sobre o biossistema solo-planta. As águas residuais possuem, ainda, microrganismos patogénicos que se não forem devidamente eliminados, a rega com efluente tratado, poderá constituir um risco de contaminação das culturas, do solo e até das águas subterrâneas, constituindo, assim, um risco para a saúde pública (Marrecos do Monte & Albuquerque, 2010).

No que respeita à qualidade do efluente do ponto de vista agronómico, a EPA (2004) (Anexo I) estabeleceu um conjunto de requisitos que as águas residuais tratadas devem satisfazer, de modo a salvaguardar a integridade do biossistema solo-planta. A Figura 6.24 apresenta uma análise comparativa dos requisitos de qualidade recomendados pela EPA (2004), com as características (amostra mensal) do efluente tratado no período de 2006 a 2012 e no ano 2017. Embora a amostra estatística das concentrações de alguns parâmetros seja muito reduzida, justificada pela sistemática falta de reagentes e de equipamentos laboratoriais para a realização dos testes de qualidade de

forma mais regular e com maior frequência, foi possível constatar que no período de tempo analisado, alguns parâmetros excederam o valor máximo recomendado, são exemplos, o pH, níquel, cádmio, cobre, crómio e cloro residual. O efeito do pH sobre as plantas na maior parte das vezes está relacionada com a influência que poderá ter sobre outros constituintes no solo, como por exemplo os metais pesados, enquanto os elementos vestigiais (níquel, cádmio, cobre e crómio) constituem maior preocupação por apresentarem efeitos tóxicos sobre as plantas a concentrações reduzidas (EPA, 2004). Estes elementos vestigiais, em determinada altura, encontravam-se no efluente tratado em concentrações consideradas tóxicas para algumas culturas, em concentrações muito superiores aos valores máximos recomendados. Os valores de cádmio e crómio nas amostras analisadas foram superiores aos valores recomendados. O cloro residual também constitui um elemento preocupante pelo efeito adverso sobre a maior parte das plantas, sendo um dos principais causadores de problemas de toxicidade. De acordo com os dados de qualidade disponibilizados pelo laboratório da ETAR da Vinha, todas as amostras de cloro residual do efluente tratado foram superiores aos valores recomendados pela EPA (2004).

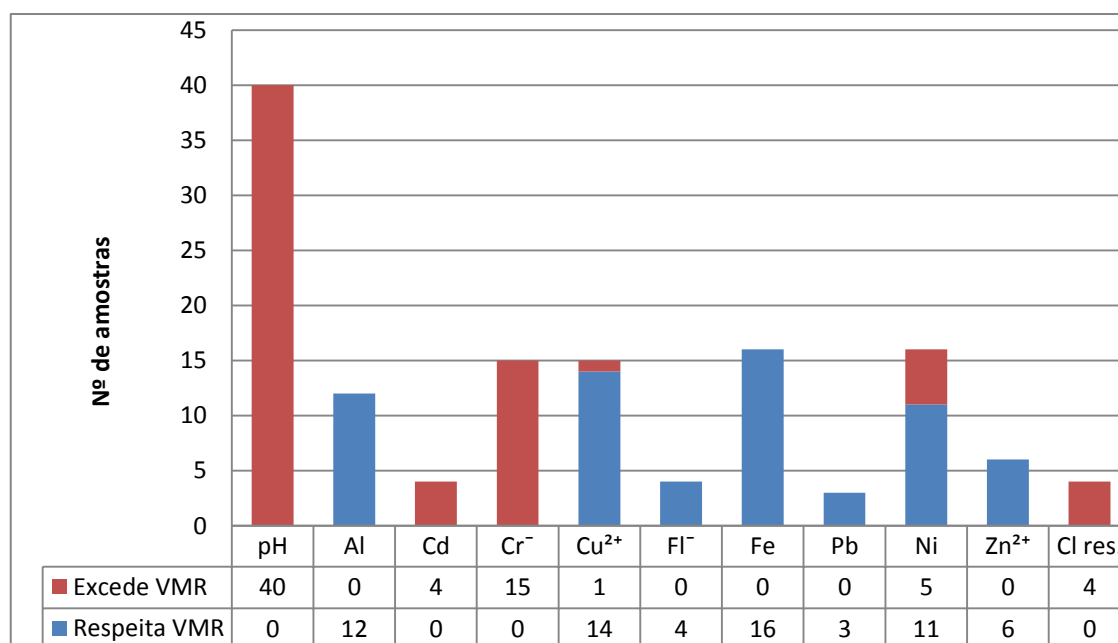


Figura 6.24 - Análise comparativa da qualidade do efluente tratado reutilizado para rega com os valores recomendados pelo EPA (2004).

Analisando, ainda, a qualidade do efluente tratado do ponto de vista agronómico, segundo o Decreto-lei português nº 236 de 1998, que define os requisitos de qualidade das águas destinadas à rega (Figura 6.25), uma vez que estes requisitos não são estipulados pela legislação cabo-verdiana, destacam-se quatro grupos de constituintes que excedem o valor máximo recomendado: compostos vestigiais (níquel, cádmio, cobre e crómio), condutividade, cloretos e coliformes fecais. Os compostos vestigiais foram anteriormente abordados, os valores máximo recomendados pela EPA (2004) e pelo Decreto-lei número 238 de 1998 são semelhantes. A condutividade, parâmetro que traduz a salinidade da água de rega poderá ter efeitos adversos, tanto sobre a planta, como sobre o solo,

nomeadamente, afetar o desenvolvimento da planta em função das condições climáticas, do tipo de iões contribuintes para a salinidade que poderão induzir a problemas de toxicidade, por redução da capacidade da planta de extrair a água do solo e por alteração das características físicas do solo, como a redução da taxa de infiltração (Marrecos do Monte & Albuquerque, 2010). No período analisado 100% das amostras excederam o valor recomendado pelo Decreto-lei nº 238 de 1998 para a condutividade elétrica. O teor de cloretos do efluente tratado, um dos iões contribuintes para a salinidade, também é superior ao valor máximo recomendado (100%). A preocupação associada a este ião está relacionada com a toxicidade que pode apresentar para as plantas, assim como a diminuição da produtividade do solo.

Do ponto de vista da proteção da saúde pública, os coliformes fecais constituem um importante parâmetro de controlo, a sua identificação em águas residuais tratadas indicam a presença de microrganismos patogénicos, que em determinadas concentrações podem apresentar riscos para a saúde pública quando reutilizadas para rega agrícola. No período de tempo analisado, 97,22% das amostras indicam que as concentrações de coliformes fecais são superiores ao valor recomendado pelo Decreto-lei nº 238 de 1998. Os valores de coliformes fecais presentes no efluente tratado, também excederam o valor máximo recomendado definido pela WHO (1987) (1000 UFC/100 mL), após estudo da avaliação dos riscos para a saúde pública associadas a reutilização de águas residuais tratados aplicadas a rega agrícola (rega sem restrições) e a irrigação de espaços públicos (exemplo, jardins, campos de futebol). De acordo com os dados de qualidade facultados pelo laboratório da ETAR da Ribeira da Vinha, no período de tempo analisado, cerca de 80,6% das amostras (29 de 36 amostras) excederam o valor máximo recomendado pela WHO (1987). Pode-se constatar que o teor de microrganismos indicadores de contaminação fecal não é compatível com a atual aplicação de reutilização do efluente tratado, podendo ocasionar a contaminação de culturas, do solo e de águas subterrâneas, que agravada pelo não cumprimento das regras de segurança e de higiene estipuladas para o projeto, nomeadamente, o uso da técnica de irrigação por alagamento, poderá resultar em consequências adversas para a saúde pública.

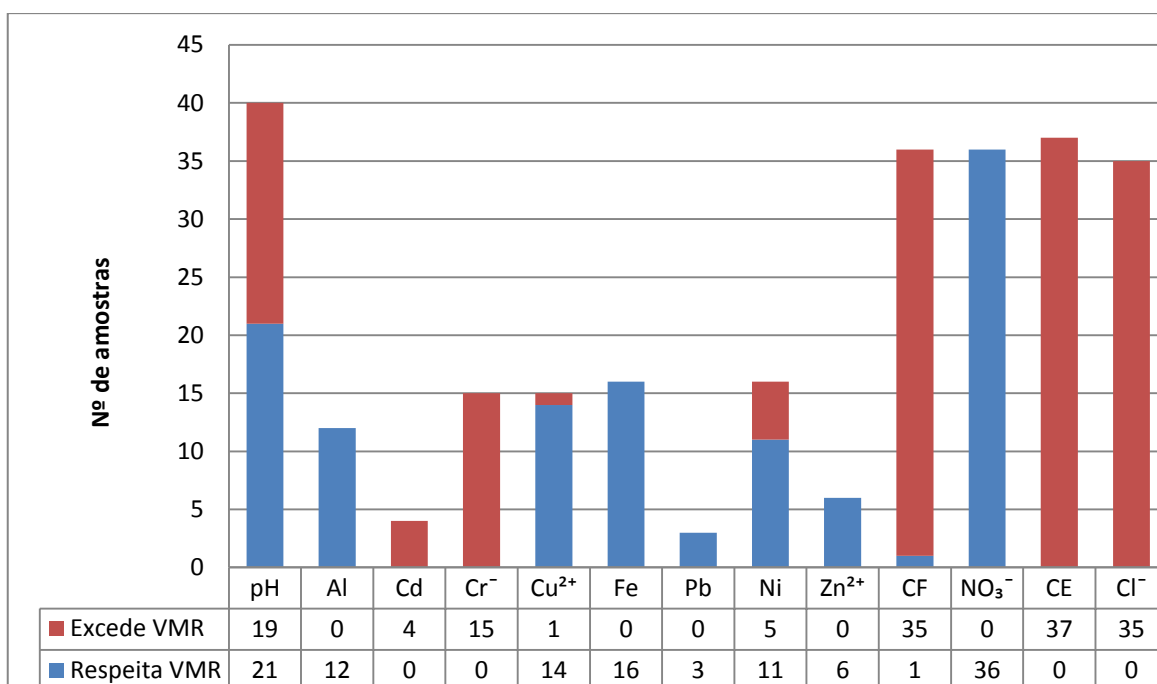


Figura 6.25 - Análise comparativa da qualidade do efluente tratado reutilizado para rega com os valores recomendados pelo Decreto-lei nº 236/98: CF- Coliformes fecais; CE- Condutividade elétrica.

Por outro lado, até à data, não existe registo de impactes sanitários negativos associados à reutilização das águas residuais tratadas da ETAR da Ribeira da Vinha para rega agrícola e de espaços verdes. É importante referir, no entanto, que não foram realizados quaisquer estudos epidemiológicos relacionados com a reutilização do efluente tratado da ETAR da Ribeira da Vinha. No que toca ao biossistema solo-planta, apesar dos agricultores do perímetro de rega relatarem uma diminuição da produtividade do solo ao longo dos anos, situações em que as culturas não se desenvolveram e/ou apresentaram queimaduras nas folhas, não se pode afirmar que tais episódios estejam diretamente relacionadas com as características das águas residuais tratadas da ETAR da Ribeira da Vinha.

7. EFEITO DA SALINIDADE SOBRE O CRESCIMENTO DA MICROALGA *Chlorella vulgaris*

O efluente da ETAR da Ribeira de Vinha é caracterizado por elevados teores salinos, podendo inibir o crescimento e o metabolismo de microrganismos diretamente ou indiretamente envolvidos no processo de tratamento, como é o caso das microalgas, comprometendo, assim, a eficiência do processo de depuração. Neste capítulo pretende-se avaliar a influência da salinidade sobre o metabolismo de *Chlorella vulgaris*, uma das espécies de microalgas dominantes nas lagoas de estabilização, através da realização de um ensaio de crescimento descontínuo em um meio de cultura inorgânico com concentrações variáveis de NaCl. O efeito da salinidade sobre o crescimento da *Chlorella vulgaris* e sobre a assimilação de nutrientes são a seguir apresentados.

7.1. Materiais e Métodos

7.1.1. Ensaio

Isolamento de *Chlorella vulgaris*

A amostra utilizada para o isolamento de *Chlorella vulgaris* provém da lagoa de maturação nº 3 da ETAR da Ribeira da Vinha. Além de *Chlorella vulgaris*, foram identificadas outras espécies de microalgas, nomeadamente, do género *Scenedesmus sp.* e *Euglena sp.*. A escolha da espécie *Chlorella vulgaris* está relacionada com a sua predominância na amostra e com a facilidade do seu cultivo. As características de *Chlorella vulgaris* são apresentadas na secção 2.4.1.

Condições de incubação e crescimento

Na realização do ensaio pretendeu-se simular as condições climáticas da ilha de São Vicente de forma a avaliar o crescimento da *Chlorella vulgaris* em condições semelhantes às da ETAR da Ribeira de Vinha. No que se refere à temperatura não foi possível trabalhar com valores equivalentes aos observados na ETAR, devido à problemas técnicos relacionados com o funcionamento da câmara climática usada no ensaio, particularmente, a avaria do sensor de temperatura, o que comprometeu o controlo deste parâmetro. Assim a temperatura utilizada no ensaio de crescimento teve de ser aquela imposta pelo equipamento, 33 °C.

As concentrações de NaCl consideradas para o ensaio foram definidas com base na bibliografia existente relativo ao estudo do efeito da NaCl sobre o crescimento da *Chlorella vulgaris* (Abdel-Rahma, *et al.* 2005; Alyabyev *et al.*, 2007; Barghbani, *et al.*, 2012; Hiremath, *et al.* 2010) e foram nomeadamente, 2, 4, 6, 8 e 10 g de NaCl/L. As condições de incubação e o procedimento experimental foram as seguintes:

- Em seis balões volumétricos adicionaram-se as soluções apresentadas na tabela 7.1 para formular o meio de cultura e pipetados os volumes correspondentes às concentrações de cloreto de sódio pretendidas, à exceção do balão utilizado para o branco. De seguida foi inoculado um volume de *Chlorella vulgaris* em todos os balões volumétricos de forma a obter-se um valor de absorvência entre 0,100 e 0,130 para o início da experiência. Adicionaram-se cerca de 500 mL de água destilada e os valores de pH foram corrigidos de forma a obter-se um valor de pH de 7,0. De seguida, perfez-se o volume dos balões volumétricos com água destilada e o meio de cultura de cada um dos balões volumétricos foi distribuído por três balões de cultura de 500 mL de capacidade, de forma a que cada balão de cultura ficasse com um volume final de 300 mL.

- Os balões de cultura foram fechados com rolhas de algodão, de modo a permitir as trocas gasosas entre o meio de cultura e o exterior.

- A distribuição dos balões de cultura foram distribuídos de forma aleatória na câmara de cultura, tendo-se utilizado o programa R para gerar os números aleatórios.

- As culturas foram incubadas numa câmara climática *FITOClima S600 PLH* (Figura 7.1) com fonte luminosa constituída por um sistema de três lâmpadas fluorescentes de intensidade luminosa de 8000 lux, à temperatura de 33°C, fotoperíodo diário de 12h/12h (luz/escuro), com agitação manual várias vezes ao dia. O ensaio decorreu num período de 15 dias, recolhendo-se amostras diariamente.



Figura 7.1- Cultivo da microalga *Chlorella vulgaris* na câmara de cultura FITOClima S600 PLH.

Meio de cultura

Para o cultivo da *Chlorella vulgaris* utilizou-se o meio de cultura Bold Basal (Nichols & Bold, 1965 *in* Stein, 1973) modificado. O Bold Basal constitui um meio de cultura inorgânico, muito usado no cultivo de *Chlorella vulgaris* (Borowitzka, 2005). A modificação realizada no meio ocorreu ao nível da sua composição, a molécula de trióxido de molibdénio (MoO_3) foi substituída pelo molibdato de sódio hidratado ($\text{Na}_2\text{MoO}_4 \cdot 2 \text{H}_2\text{O}$). A massa do molibdato de sódio usada na preparação do meio de cultura foi determinada de forma a obter-se a mesma concentração de molibdénio (Mo) do meio de cultura original.

A composição da solução-mãe do meio de cultura Bold Basal modificado está representada na Tabela 7.1. Para a preparação de 1 L do meio de cultura utilizaram-se 10 mL de cada solução do conjunto da solução 1 e 1 mL das soluções 2, 3, 4 e 5. Após a preparação do meio de cultura o pH foi acertado para 7.

Tabela 7.1- Composição do meio de cultura Bold Basal modificado (Nichols & Bold, 1965 *in* Stein, 1973).

Reagentes	Concentração	Unidades
Solução 1		
NaNO_3	25	g/L
NaCl	2,5	g/L
$\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$	7,5	g/L
$\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$	2,5	g/L
K_2HPO_4	7,5	g/L
KH_2PO_4	17,5	g/L
Solução 2		
KOH	31	g/L
EDTA	50	g/L
Solução 3		
$\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$	4,98	g/L
H_2SO_4	1	mL/L
Solução 4		
H_3BO_3	11,42	g/L
Solução 5		
$\text{ZnSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$	8,82	g/L
$\text{MnCl}_2 \cdot \text{H}_2\text{O}$	1,44	g/L
$\text{Na}_2\text{MoO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$	1,19	g/L
$\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$	1,57	g/L
$\text{Co}(\text{NO}_3)_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$	0,49	g/L

7.1.2. Métodos analíticos

Estudo do crescimento de *Chlorella vulgaris*

O parâmetro usado para a avaliação do crescimento da *Chlorella vulgaris* neste ensaio foi a absorvência ou a densidade ótica (DO). O estudo do crescimento da microalga envolveu a recolha diária de amostras e a medição da densidade ótica para o comprimento de onda ótimo de absorção da microalga, no espectrofotómetro UNICAM UV/Vis, modelo 5600). A seleção do comprimento de onda ótimo de absorção da *Chlorella vulgaris* baseou na determinação da curva de absorção de *Chlorella vulgaris in vivo*, na banda do visível (Anexo II). Pode-se constatar que o comprimento de onda de máxima absorção na zona vermelha (zona de melhor absorção dos pigmentos fotossintéticos) correspondia a 683 nm (Rodrigues, 1990).

Os valores médios das leituras de densidade ótica obtidas ao longo do tempo de ensaio e os respetivos intervalos de confiança de 95% permitiram traçar a curva de crescimento da *Chlorella vulgaris* para cada concentração de NaCl estudada. As curvas de crescimento obtidas foram ajustadas a uma função exponencial traduzida pela equação 7.1 (Wood *et al.*, 2005). O ajustamento dos valores da densidade ótica de cada meio de cultura à equação exponencial foi avaliado a partir da determinação do coeficiente de correlação.

$$N_t = N_0 \times e^{\mu t} \quad (7.1)$$

Onde:

N_t - representa a densidade ótica no final de um intervalo de tempo (variável Y);

μ - taxa de crescimento específico (dia⁻¹);

N_0 - a densidade ótica no início de um intervalo de tempo;

t - tempo de ensaio (dias) (variável X).

Posteriormente foi determinada a taxa de crescimento específico (μ) a partir do ajustamento da função exponencial (equação 7.1) aos valores da densidade ótica verificados na fase exponencial de crescimento, enquanto o tempo de duplicação celular (T_d) foi calculado através da equação 7.2 (Wood *et al.*, 2005). Para analisar a existência de diferenças estatísticas entre as taxas específicas de crescimento determinadas, aplicou-se o teste de diferença entre médias, ANOVA (fator único).

$$T_d = \ln 2 / \mu \quad (7.2)$$

Onde:

T_d - representa a taxa de duplicação celular (dias);

μ - taxa de crescimento específico médio (dia⁻¹).

Parâmetros físico-químicos de cultivo

No decorrer do ensaio efetuou-se a monitorização de alguns dos parâmetros físico-químicos que influenciam o crescimento de microalgas, nomeadamente o pH, a condutividade elétrica e a disponibilidade de nutrientes.

As determinações dos valores de pH e da condutividade elétrica foram efetuadas diariamente, utilizando-se na análise do pH, o potenciômetro -WTW, modelo *pH/Oxi 340i* e na condutividade, o condutivímetro marca *Orion 4-STAR pH/conductivity meter*. A partir dos dados da condutividade foi possível determinar a salinidade dos meios de cultura de acordo com o método *Practical Salinity Scale* 1978, traduzida pela equação 7.3 (APHA, *et al.*, 1999) e a precisão associada a este método é de $\pm 0,0002$. Previamente à aplicação deste método procedeu-se à correção dos valores da condutividade elétrica, para a temperatura de referência de 25 °C, de acordo com a metodologia recomendada por Rodier *et al.* (2009).

$$S = a_0 + a_1 R_t^{1/2} + a_2 R_t + a_3 R_t^{3/2} + a_4 R_t^2 + a_5 R_t^{5/2} + \Delta S \quad (7.3)$$

Onde:

S - representa a salinidade (ppt);

a - coeficiente estabelecido pelo método;

R_t - rácio entre a condutividade da amostra e a condutividade de uma solução de KCl, a temperaturas semelhantes (mS/cm);

ΔS - variação da salinidade, calculada pela equação 7.4.

$$\Delta S = \left[\frac{t-15}{1+0,0162(t-15)} \right] \times (b_0 + bR_t^{1/2} + b_2 R_t + bR_t^{3/2} + b_4 R_t^2 + b_5 R_t^{5/2}) \quad (7.4)$$

Onde:

ΔS - variação da salinidade (ppt);

t - a temperatura da amostra (°C);

b - coeficiente estabelecido pelo método;

R_t - rácio entre a condutividade da amostra e a condutividade de uma solução de KCl, a temperaturas semelhantes (mS/cm).

O estudo da assimilação de nutrientes por *Chlorella vulgaris* envolveu a análise dos parâmetros que constam na Tabela 7.2 no tempo inicial e no tempo final do ensaio, de acordo com os métodos

recomendados no *Standard Methods* (APHA *et al.*, 1999). A taxa de remoção de nutrientes foi calculada através da equação 7.5 (Russo, 2011).

$$\eta = (1 - C_f/C_i) \times 100 \quad (7.5)$$

Onde:

η - representa a taxa de remoção de nutrientes (%);

C_f - a concentração de nutrientes no tempo final de ensaio (mg/L);

C_i - a concentração de nutrientes no tempo inicial de ensaio (mg/L).

Tabela 7.2 - Métodos de determinação dos compostos de azoto e fósforo dos meios de cultura (APHA *et al.*, 1999).

Parâmetros	Método analítico
Nitritos	Método espectrofotométrico
Nitratos	Método por redução em coluna de cádmio
Azoto amoniacal	Método de Nessler
Ortofósatos	Método colorimétrico com ácido ascórbico

7.2. Resultados e Discussão

7.2.1. Estudo do crescimento de *Chlorella vulgaris*

Os resultados obtidos para o crescimento da microalga *Chlorella vulgaris* em meio de cultura descontínuo para diferentes concentrações de NaCl estão apresentados na Figura 7.2. Estes resultados correspondem ao valor médio de três leituras de absorvência e os respetivos intervalos de confiança de 95%. As curvas de crescimento resultantes obtiveram um ótimo ajustamento à curva exponencial, obtendo-se coeficientes de determinação (r^2) variáveis entre 0,94 a 0,97.

Da análise das curvas de crescimento obtidas verifica-se uma fase de latência de crescimento da *Chlorella vulgaris* de cerca de três dias para o meio de cultura com a concentração de 10 g NaCl/L e de um a dois dias para os restantes meios de cultura, com a exceção do branco, onde não ocorreu a fase de latência. Este facto pode ser justificado pela adaptação da *Chlorella vulgaris* à presença do NaCl no meio, que no caso da concentração de NaCl máxima estudada (10 g/L) foi necessário um maior período de adaptação. Verificou-se neste meio de cultura ao microscópico, durante o período de latência, células mortas e fragmentos de células.

Para o branco e para as concentrações de 2, 4, 6 e 8 g NaCl/L, a fase exponencial prolongou-se até o final do ensaio (14 dias), se bem que na fase final dos ensaios (12 a 14 dias) se observe uma desaceleração do crescimento exponencial. Na cultura com uma concentração de 10 g NaCl/L, a fase exponencial decorreu até ao décimo primeiro dia de ensaio, seguindo-se a fase estacionária que se prolongou até o término do ensaio.

Segundo Rodrigues (1990) a fase estacionária de crescimento da *Chlorella vulgaris* pode ocorrer devido à exaustão de nutrientes essenciais ao seu crescimento, por acumulação de produtos metabólicos inibidores, ou por alteração do equilíbrio iónico. Neste ensaio a fase estacionária de crescimento ocorreu apenas para o meio de cultura contendo 10 g NaCl/L, o que pode indicar que o crescimento da microalga foi afetado por esta concentração de NaCl. A salinidade afeta o crescimento e a taxa fotossintética de microalgas de forma direta ou indireta devido a um conjunto de fatores, nomeadamente, o *stress* osmótico, a alteração do equilíbrio iónico resultante da absorção e perda de iões, a acumulação significativa de produtos metabólicos inibidores e a toxicidade do catião Na^+ (Batterton *et al.*, 1971; Hellebust, 1985; Menezes-Benavente, *et al.*, 2004; Guillard, 1962). O efeito da salinidade sobre o metabolismo das microalgas depende do seu grau de tolerância a salinidade e da sua capacidade de adaptação a estas condições.

A análise da curva de crescimento da *Chlorella vulgaris* para as diferentes concentrações de NaCl permitiu observar que o aumento da concentração de NaCl reduz a produção de novas células nas condições de incubação experimentadas. O crescimento da *Chlorella vulgaris* foi inversamente proporcional à concentração de NaCl presente no meio de cultura. No entanto, verificou-se um crescimento superior da *Chlorella vulgaris* para as concentrações de 2 e 4 g NaCl/L (absorvência máxima de 0,600 e 0,550, respetivamente) comparativamente ao branco (absorvência máxima de 0,500), o que elucida que esses teores de salinidade podem favorecer o metabolismo de produção celular da *Chlorella vulgaris*. Para as concentrações 6, 8 e 10 g NaCl/L observou-se valores de densidade ótica máxima inferiores ao branco. Não se observou até ao final do ensaio a fase de morte para quaisquer das concentrações de NaCl estudadas.

Abdel-Rahma *et al.* (2005), Alyabyev *et al.* (2007); Barghbani *et al.* (2012), Gonçalves (2006) e Hiremath *et al.* (2010) obtiveram a mesma evolução de crescimento da *Chlorella vulgaris* com aumento da concentração de NaCl. Abdel-Rahman *et al.* (2005) obtiveram valores de absorvência máxima semelhantes a este estudo para a concentração de 5,80 g NaCl/L, analisando concentrações de NaCl variável entre 2,9 e 14,6 g/L, utilizando o meio de cultura Bold Basal para um tempo de ensaio de 14 dias.

Porém, Alyabyev *et al.* (2007) ao estudarem a cinética de crescimento da *Chlorella vulgaris* em meio de cultura Tamiya (Tamiya *et al.*, 1953 citado em Alyabyev *et al.*, 2011), contendo as concentrações de NaCl variáveis entre 2,92 e 32,14 g/L, obtiveram valores mais elevados para a absorvência máxima (0,850) para um tempo de ensaio de cinco dias. Tal, poderá estar relacionada com a agitação mecânica utilizada por Alyabyev *et al.*, que garante uma iluminação uniforme de todas as células em suspensão, e acelera as trocas gasosas no interior do reator e a assimilação de nutrientes pelas microalgas, induzindo ao aumento do crescimento microalgal (Russo, 2011). Admite-

se assim, que as condições mais favoráveis de agitação utilizadas por estes autores, possa explicar a diferença de valores registados para a absorvência máxima comparativamente a este estudo, onde a agitação foi manual, podendo este ter sido um fator limitante ao crescimento algal.

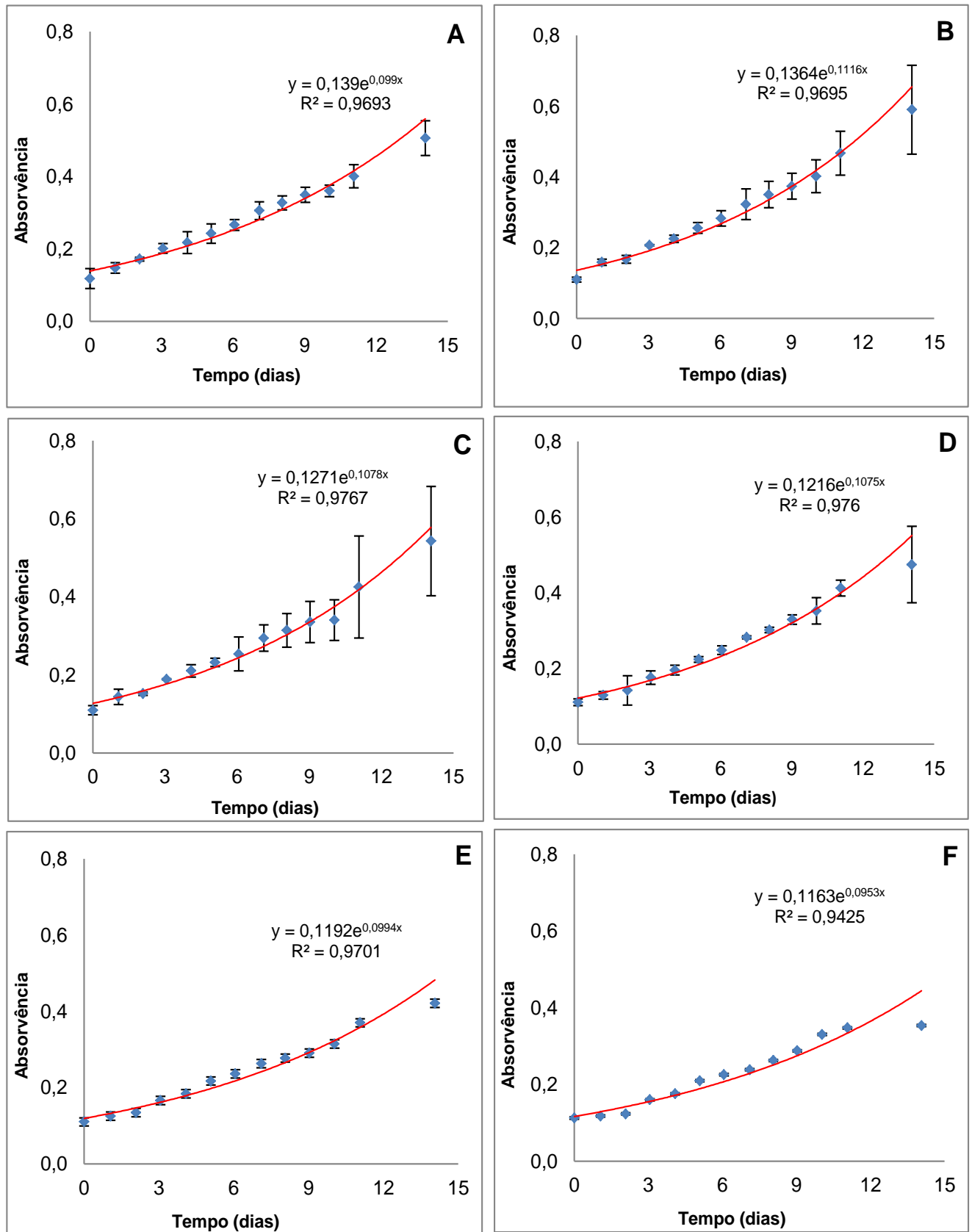


Figura 7.2 – Curva de crescimento descontínuo da *Chlorella vulgaris* ao longo de 14 dias, com diferentes concentrações de NaCl: A- 0 g NaCl/L; B- 2 g NaCl/L; C- 4 g NaCl/L; D- 6 g NaCl/L; E- 8 g NaCl/L; F- 10 g NaCl/L.. Valores médios e intervalo de confiança 95% (n=3).

Taxa de crescimento específico

A figura 7.3 apresenta os valores médios das taxas específicas de crescimento de *Chlorella vulgaris* e os respectivos intervalos de confiança de 95%, para as concentrações de NaCl estudadas. Da análise desta figura verifica-se um ligeiro aumento do crescimento de *Chlorella vulgaris* com o aumento da concentração de cloreto de sódio, particularmente para a concentração de 2 g de NaCl/L. A partir desta concentração as taxas específicas de crescimento da microalga diminuem, tendo atingido o valor mais baixo na concentração de NaCl estudada (10 g NaCl/L). Adenan *et al.* (2013) obtiveram maiores taxas específicas de crescimento, variáveis entre 0,28 e 0,37 dia⁻¹, ao estudar a influência da salinidade para o crescimento da *Chlorella sp.* considerando maiores teores de salinidade (20, 25 e 30 ppt).

A maior taxa específica de crescimento ($\mu=0,112$ dia⁻¹) ocorreu para o meio de cultura com menor concentração de NaCl estudada (2g/L), enquanto o menor valor observado ($\mu=0,095$ dia⁻¹) foi obtido para a concentração de 10 g NaCl/L. No entanto, embora tenha-se observado uma curva de crescimento muito distinta entre o meio de cultura branco e a concentração de 10 g NaCl/L, e a absorvência máxima ser superior para o branco, estes meios de cultura apresentaram valores de taxa de crescimento específico muito próximos, 0,099 dia⁻¹ e 0,095 dia⁻¹, respetivamente. O que indica que a concentração máxima de NaCl estudada (10 g/L) não condicionou significativamente o crescimento da microalga estudada.

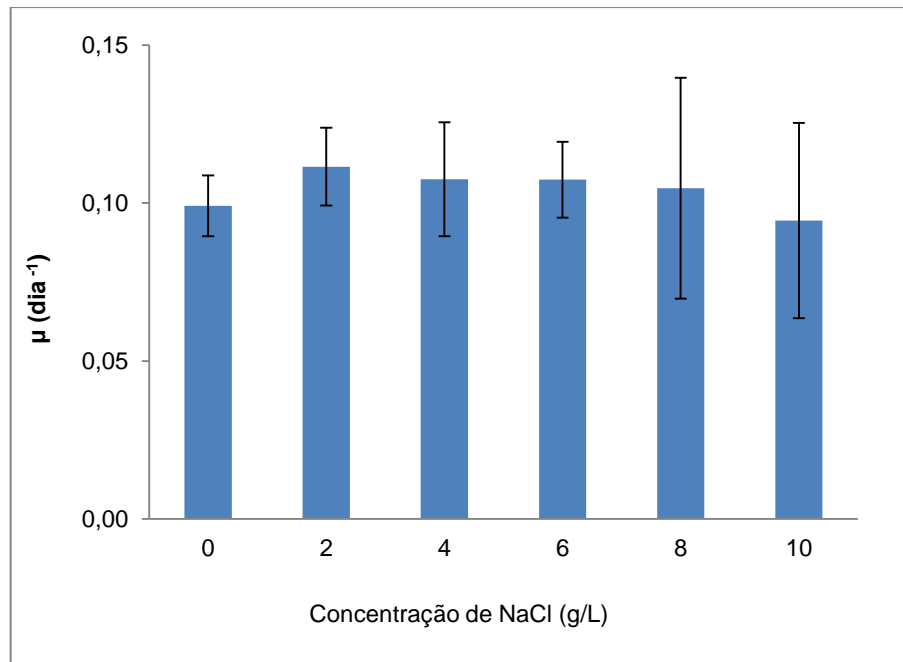


Figura 7.3 – Taxas específicas de crescimento médias de *Chlorella vulgaris* e os respetivos intervalos de confiança de 95% para as diferentes concentrações de NaCl estudadas.

Alyabyev *et al.* (2007) observaram um comportamento idêntico para *Chlorella vulgaris*, ao registarem uma taxa específica de crescimento semelhante para branco e para a concentração de 11,69 g NaCl/L num determinado tempo de ensaio, apesar de no caso deste ensaio a absorvência final registada ser superior para a concentração de 11,69 g NaCl/L.

Analisando ainda as taxas específicas de crescimento e as curvas de crescimento para cada concentração de NaCl observou-se um facto interessante. Embora tenha-se verificado uma absorvência final e um crescimento ao longo do ensaio superior para o branco (absorvência final de 0,5) comparativamente as concentrações de 6 e 8 g NaCl/L (absorvência final de 4,7 e 4,1, respetivamente), as taxas específicas de crescimento para estas concentrações são superiores ao valor obtido para o meio de cultura branco. Embora não possa ser observada nas curvas de crescimento, este facto pode ser explicado por um significativo crescimento verificado no 11º e 12º dia de ensaio nos meios de cultura com 6, 8 e 10 gNaCl/L, comparativamente aos restantes meios de cultura, provavelmente devido à maior disponibilidade de nutrientes.

De modo a analisar se existe diferenças estatísticas entre as taxas específicas de crescimento obtidas procedeu-se a uma análise de variância, ANOVA (fator único). Da análise dos resultados obtidos, apresentados na Tabela 7.3, é possível verificar que não existem diferenças significativas entre as taxas específicas de crescimento para um grau de confiança de 95%, atendendo a que o valor de *p* calculado é superior ao grau de significância (0,05). Os valores das taxas específicas de crescimento obtidos não são estatisticamente diferentes, o que leva a concluir que o crescimento da microalga *Chlorella vulgaris* não é significativamente afetada pelas concentrações de NaCl estudadas.

Tabela 7.3 – Taxa de crescimento específico médio e tempo de duplicação celular da *Chlorella vulgaris* determinado para as concentrações de NaCl estudadas e apresentação dos resultados da análise de diferença entre médias, ANOVA (fator único).

Meio de cultura	μ médio (d ⁻¹)	<i>r</i> ²	Td (dias)	ANOVA		
				F	p	F _{crítico}
Branco	0,099	0,970	6,99	1,504	0,260	3,106
2 g NaCl/L	0,112	0,965	6,22			
4 g NaCl/L	0,108	0,977	6,45			
6 g NaCl/L	0,107	0,976	6,45			
8 g NaCl/L	0,105	0,907	6,62			
10 g NaCl/L	0,095	0,942	7,34			

Das observações efetuadas ao microscópio da morfologia externa de *Chlorella vulgaris*, ao longo do ensaio observou-se nos meios de cultura com maiores concentrações de NaCl, uma alteração significativa na cor dos cloroplastos da microalga, passando a apresentar uma cor verde mais clara,

quase incolor. Este comportamento também foi verificado por Fodorpataki *et al.* (2004) ao estudarem o efeito da presença de NaCl para o crescimento da microalga verde, *Scenedesmus opoliensis*.

Observou-se ainda uma grande formação de aglomerados de células no decorrer do ensaio, o que pode ser explicado pelo aumento dos valores de pH do meio de cultura ao longo do ensaio. Poderá ainda ser uma consequência da excreção de mucilagem pelas células como reação à presença de NaCl no meio, induzindo a formação de aglomerados (Fodorpataki & Bartha, 2004). Uma outra explicação é dada por Dinis *et al.* (1994), que explica que a formação de aglomerados pode ser uma consequência da inibição do crescimento ao nível da afetação da divisão normal das células, originando aglomerados das mesmas.

Curva de calibração: densidade ótica vs. densidade celular

Na aplicação do método espectrofotométrico, a relação linear entre os valores de absorvência e a concentração real do analito depende de vários fatores, tais como o tamanho e forma das partículas em suspensão, da opacidade das partículas, do comprimento de onda da luz incidente, que podem afetar a exatidão da metodologia (Rocha, *et al.*, 2003). O rigor da espetrometria na avaliação do crescimento de microalgas também é comprometida pelo facto do método não permitir a distinção de células vivas e mortas (Valer & Glock, n.d.).

Com o intuito de aumentar a exatidão da metodologia de avaliação do crescimento de *Chlorella vulgaris*, atendendo à maior exatidão do método de contagem de células, procedeu-se à determinação de uma curva de calibração que correlacionasse os valores da absorvência e da densidade celular. No entanto, a relação linear entre o número de células e a absorvência pode ser influenciada por diversos fatores que deve-se ter em conta na determinação da curva padrão, entre os quais a idade das células (Rocha *et al.*, 2003). Tendo em conta que o valor da absorvência é influenciado pelo tamanho e pela forma das células que não são constantes ao longo do processo de crescimento, uma proporcionalidade linear entre a densidade ótica e a densidade celular é observada unicamente na fase exponencial do crescimento (Rocha *et al.*, 2003). Por esta razão utilizou-se para determinar a curva de calibração os valores da densidade ótica e da densidade celular do meio de cultura branco. A determinação da densidade celular deste meio de cultura foi efetuada através da contagem direta do número de células em câmara de Neubauer. A curva de calibração obtida está apresentada na Figura 7.4 e que pode ser utilizada para a conversão dos valores de absorvência em densidade celular.

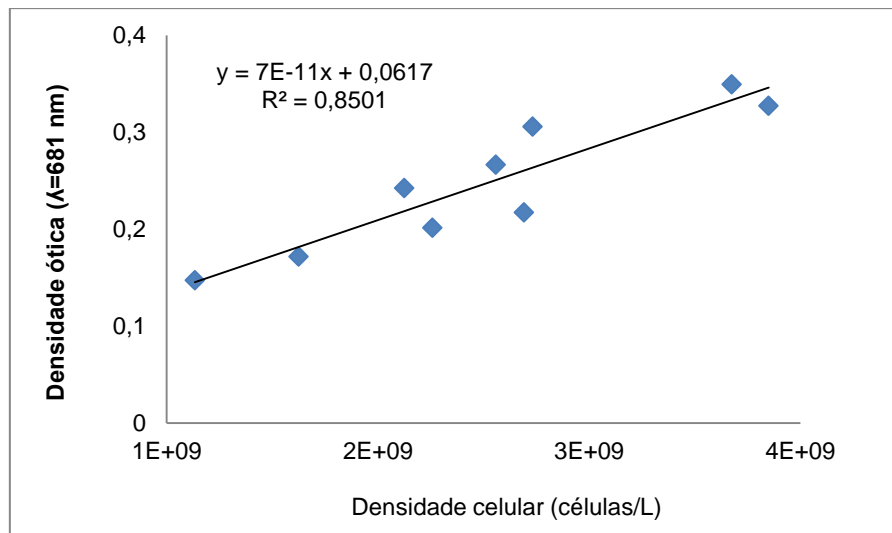


Figura 7.4 – Curva de calibração de densidade ótica (absorvência) ($\lambda=681$ nm) vs. densidade celular.

Analisando os resultados, atendendo ao valor do coeficiente de correlação obtido ($r^2=0,8501$) e ao valor de F calculado ($> F$ de significância), constata-se que há evidências estatísticas que indicam a existência de relação linear entre a densidade ótica para o comprimento de onda de 681 nm e a densidade celular. A curva de calibração que traduz esta relação é explicada pela equação 7.6.

$$DO = 7 \times 10^{-11}DC + 0,0671 \quad (7.6)$$

Onde:

DO- representa a densidade ótica;

DC- densidade celular (nº células/L).

A curva de calibração poderá ter uma aplicação prática muito útil considerando a natureza morosa do processo de contagem de células, permitindo determinar de forma relativamente eficiente a densidade celular, além de aumentar o rigor da metodologia de avaliação do crescimento.

7.2.2. Análise das taxas de remoção de azoto

O mecanismo de adaptação das microalgas ao *stress* salino é caracterizado por um conjunto de alterações fisiológicas, morfológicas e bioquímicas, que podem influenciar o processo de assimilação de nutrientes, tanto pela elevada quantidade de energia que é consumida, como pelas alterações ocorridas (Bohnert *et al.*, 1995; Choi *et al.*, 2010; Menezes-Benavente *et al.*, 2004; Wei *et al.*, 2010). Esta secção tem como objetivo avaliar a influência das condições de salinidade sobre a assimilação

dos nutrientes azoto no decurso do crescimento de *Chlorella vulgaris*, a partir do cálculo das taxas de remoção dada pela equação 7.5.

As percentagens de remoção de nutrientes obtidas neste ensaio, determinadas a partir das concentrações iniciais e finais no meio de cultura, encontram-se apresentadas na Tabela 7.4. As concentrações iniciais de azoto e fósforo dos meios de cultura correspondem às concentrações presentes no meio de cultura Bold basal.

Apesar da remoção de nutrientes ser afetada por vários fatores, como a concentração inicial de nutrientes, a intensidade luminosa, a temperatura e a densidade celular do inóculo, não foram considerados responsáveis pela variação das taxas de remoção nos meios de cultura neste ensaio, uma vez que estes parâmetros foram iguais para todos os meios (Cai *et al.*, 2013; Travieso *et al.*, 2006).

Da análise dos resultados, no que diz respeito à remoção de compostos de azoto, constata-se que as maiores percentagens de remoção foram observadas para o azoto amoniacal, o que indica que a *Chlorella vulgaris* teve preferência para a assimilação deste composto em detrimento de nitratos e nitritos. Vários autores (Abdel-Raouf *et al.*, 2012; Cai *et al.*, 2013; Ruiz *et al.*, 2011; Su *et al.*, 2012) relatam nos seus estudos a preferência das microalgas para a absorção de azoto amoniacal (N-NH_4^+) na presença de nitratos (N-NO_3^-) e nitritos (N-NO_2^-), pelo seu processo de assimilação requerer menor energia. As percentagens de assimilação de azoto amoniacal são significativamente superiores aos valores de assimilação de nitratos, variaram entre 20 a 95%, enquanto obteve-se taxas de assimilação de nitratos variáveis entre 2,4 a 28,72%. Quanto à assimilação de nitritos a sua assimilação deve ter sido muito reduzida.

A assimilação do N-NH_4^+ foi influenciada pelas concentrações de NaCl, pois obtiveram-se taxas de remoção significativamente diferentes para cada meio de cultura, e foram iguais a 40, 86, 90, 20 e 95 %, para o branco, 2, 4,6,8 e 10 g NaCl/L, respetivamente. Da análise destes valores é possível constatar que assim como o aumento da concentração de NaCl condicionou o crescimento da microalga, também poderá ter afetado o processo de assimilação de azoto amoniacal, obtendo-se menores taxas de remoção para as concentrações superiores de NaCl, com a exceção do meio de cultura contendo 10 g NaCl/L. No entanto, as taxas de remoção de N-NH_4^+ observadas são semelhantes aos valores referidos na bibliografia para ensaios de crescimento descontínuo de *Chlorella vulgaris* em meios de cultura artificial. Conclui-se assim, que as condições de salinidade não condicionaram significativamente a eficiência de remoção do azoto amoniacal, com exceção da concentração de 8 g NaCl/L, onde a concentração do nutriente aumentou.

Para meio de cultura contendo 10 g NaCl/L, apesar de se ter registado um crescimento reduzido, obteve-se a maior taxa de remoção de azoto amoniacal, o que indica que as condições de salinidade não condicionaram o processo de assimilação, pelo contrário, pressupõe-se que tenham favorecido. Meseck *et al.* (2005) explicam que em condições ambientais adversas, as microalgas ao invés de

utilizarem os nutrientes assimilados para o seu crescimento, incorporam-na na sua biomassa, funcionando como reserva para condições de crescimento mais favoráveis.

Tabela 7.4 – Percentagem de remoção dos compostos de azoto e de fósforo no período de ensaio para as diferentes concentrações de NaCl estudadas.

Parâmetros	Unidades	Branco			2 g NaCl/L			4 g NaCl/L			6 g NaCl/L			8 g NaCl/L			10 g NaCl/L		
		Ci	Cf	η (%)	Ci	Cf	η (%)	Ci	Cf	η (%)	Ci	Cf	η (%)	Ci	Cf	η (%)	Ci	Cf	η (%)
N-NH₄⁺	mg NH ₄ ⁺ /L	50	30	40	50	7	86	50	5	90	50	40	20	50	70	-40	50	2,5	95
N-NO₂⁻	mg NO ₂ ⁻ /L	0	1,2	0	0	5	0	0	3,41	0	0	2,50	0	0	2,5	0	0	2,46	0
N-NO₃⁻	mg NO ₃ ⁻ /L	50	48,8	2,4	50	35,64	28,72	50	46,59	6,82	50	43,62	12,76	50	67,5	-35	50	42,87	14,26

Ci- Concentração inicial de nutrientes; Cf – Concentração final de nutrientes; η - Percentagem de remoção.

Uma outra possível explicação é sugerida por Alvensleben *et al.* (2013) ao estudar a influência da salinidade sobre a remoção de nutrientes pela microalga *Picochlorum atomus*, pertencente à mesma classe da *Chlorella vulgaris*. Alvensleben *et al.* (2013) obtiveram a maior taxa de remoção de nitratos para o meio de cultura contendo 11 g NaCl/L (concentração de NaCl estudadas variou entre 2-36 g/L) devido à uma possível alteração da constituição da membrana celular decorrente do processo de aclimação, aumentando a capacidade de armazenamento de nutrientes. Hellebust (1985) também refere que a salinidade pode alterar as funções da membrana, como o transporte de nutrientes, porém este efeito depende do teor salino e da espécie de microalga em questão. Por esta razão não se pode afirmar que a maior taxa de remoção de N-NH_4^+ ocorrida para a concentração de 10 g NaCl/L neste estudo deve-se aos factos referidos por Alvensleben *et al.* (2013). Seria necessário um estudo mais aprofundado para validar esta afirmação.

Outra explicação é sugerida por Brown (1982) citado por Alvensleben *et al.* (2013), que explica que a produção de osmólitos, como a prolina, pelas microalgas em resposta ao *stress* osmótico em meio salino, pode requerer maiores necessidades de azoto. Este fenómeno pode explicar a maior absorção de azoto amoniacal para o meio de cultura com a concentração de 10 g NaCl/L. Hiremath & Mathad (2010) ao estudarem o efeito da salinidade sobre o metabolismo bioquímico da *Chlorella vulgaris* relatam a produção da prolina e de outros solutos osmorreguladores para a concentração de 11 g NaCl/L.

É importante referir ainda que a remoção de azoto amoniacal não ocorre apenas pelo metabolismo celular das microalgas, ela poderá ter ocorrido também pelo processo de volatilização descrita pela equação de equilíbrio 5.5, que depende dos valores do pH e da temperatura do meio de cultura (Martínez *et al.*, 2000). Os valores de pH alcalinos resultantes da atividade fotossintética (variável entre 7-8,3) e a temperatura do meio de cultura (33 °C) deste ensaio favorecem este processo de remoção do azoto amoniacal, que ocorre para condições de pH superiores a 7 (Martínez *et al.*, 2000).

Nestas condições a reação de equilíbrio 7.7 desloca-se no sentido de produção do NH_3 , que é libertado para a atmosfera (Martínez *et al.*, 2000). Embora a taxa de libertação do NH_3 dependa principalmente do pH, a temperatura influencia a solubilidade do amoníaco, que é tanto maior, quanto menor for a temperatura do meio de cultura (Silva, 2003).



Este fenómeno poderá ter ocorrido neste ensaio, embora não se tenha elementos suficientes para comprovar e quantificar a remoção de N-NH_4^+ por este processo. No entanto, a remoção de azoto amoniacal por este processo é mais significativo em sistemas de incubação com arejamento (González *et al.*, 1997).

No que refere a assimilação dos nitratos, as taxas de remoção foram iguais a 2,40%, 28,72%, 6,83%, 12,76%, 0% e 14,26%, para os meios de cultura branco, 2,4, 6, 8 e 10 g NaCl/L respetivamente. Estas taxas de remoção foram significativamente inferiores aos valores referidos na bibliografia para a remoção de nitratos pela *Chlorella vulgaris* em ensaios de crescimento descontínuo (Jalal *et al.*,

2011; Su *et al.*, 2012). No entanto, sabendo que a taxa de remoção obtida para o meio de cultura sem qualquer concentração de NaCl foi muito reduzida, as baixas taxas de remoção de N-NO_3^- obtidas não podem ser associados a presença do NaCl.

Uma possível explicação para as reduzidas taxas de remoção de nitratos é sugerida nos estudos de Incharoensakdi & Wangsupa (2003) e Omata (1995), que demonstram que para algumas microalgas e cianobactérias, a presença do azoto amoniacal pode ter um efeito inibitório sobre a assimilação do N-NO_3^- . Omata (1995) explica que este efeito inibitório é causado por produtos intermediários do processo de assimilação de azoto amoniacal. Da análise dos resultados obtidos neste estudo pode-se observar que as maiores taxas de remoção de nitratos ocorreram para os meios de cultura onde a remoção de azoto amoniacal é quase completa (2, 4 e 10 g NaCl/L), com a exceção do meio de cultura de 6 g NaCl/L. Este facto demonstra que, a assimilação de nitratos foi influenciada pela presença do N-NH_4^+ , sendo a sua assimilação mais pronunciada nos meios de cultura onde as concentrações de azoto amoniacal final foram quase nulas.

Por sua vez, Incharoensakdi & Wangsupa (2003) referem que o efeito do azoto amoniacal sobre a remoção de nitratos pode ser explicado por uma possível estimulação do fluxo do N-NO_3^- , ao invés da inibição do processo de influxo, o que pode explicar também o aumento da concentração de N-NO_3^- no meio de cultura de 8 g NaCl/L.

A presença de nitritos nos meios de cultura no tempo final do ensaio indica que houve uma libertação desse ião pela microalga ou que ocorreu o processo de nitrificação (nitritação). Vários estudos (Alvensleben *et al.*, 2013; Collos, 1998; Flynn & Flynn, 1998) têm relatado a libertação de N-NO_2^- por organismos fitoplanctónicos, que ocorre quando há um desequilíbrio entre os processos de transporte, redução e assimilação de nitratos e nitritos.

Uma possível explicação para a excreção de nitritos pela microalga é sugerida pelo estudo de Flynn & Flynn (1998), que demonstrou que em condições de escuro e na presença de azoto amoniacal, a redução de nitritos decresce durante o processo de assimilação de nitratos. Como consequência, a taxa de redução de nitratos excede a de redução de nitritos, ocasionando a acumulação do N-NO_2^- no citoplasma, sendo posteriormente liberado pelas células devido à sua toxicidade. Neste estudo as maiores concentrações de nitritos libertadas coincidiram com as maiores taxas de remoção de nitratos (com a exceção do meio com 10 g NaCl/L), o que pode indicar um maior desequilíbrio entre a redução de nitratos e a redução de nitritos nestes meios de cultura.

Assim como no estudo de Alvensleben *et al.* (2013), as maiores concentrações de nitritos foram observadas no meio de cultura branco e para as menores concentrações de NaCl. No entanto, atendendo a diferença pouco significativa das concentrações de N-NO_2^- (ver Tabela 7.4) observadas para cada concentração de NaCl, não se pode estabelecer uma correlação entre a presença de nitritos no meio de cultura no final do ensaio e as condições salinidade dos meios de cultura.

No meio de cultura de 10 g NaCl/L, onde obteve-se uma das maiores taxas de remoção de nitratos, curiosamente determinou-se a menor concentração de nitritos dos meios de cultura contendo

NaCl. Nesta situação a presença dos nitritos no meio de cultura no tempo final de ensaio, pode não estar relacionada com a desnitrificação. Alvensleben *et al.* (2013) também obteve este resultado para a concentração de 11 g NaCl/L, explicando tal facto por uma alteração da membrana celular devido ao *stress* salino.

7.2.3. Parâmetros físico-químicos de cultivo

pH

O valor do pH de um meio de cultura pode ser influenciado por diversos fatores, podendo variar ao longo do tempo, caso não seja controlado. A Figura 7.5 representa a evolução do pH (valor médio de três leituras) ao longo do tempo de ensaio e os respetivos intervalos de confiança de 95%, para o meio de cultura branco e para as concentrações de 2, 4, 6, 8 e 10 g NaCl/L.

O perfil da evolução do valor de pH foi semelhante para todas as concentrações de NaCl estudadas, verificando um aumento gradativo do parâmetro ao longo do tempo de ensaio, variando entre 7 e 8,3. A baixa variação do valor do pH observado pode ser explicada por um elevado poder tampão do meio de cultura. Enquanto o aumento do valor de pH verificado está diretamente relacionada com a atividade fotossintética, onde ocorre assimilação de dióxido de carbono pelas microalgas a partir do bicarbonato, alcalinizando o meio (Alyabyev *et al.*, 2007; Huo *et al.*, 2012). Esta reação é traduzida pela equação 7.8 (Martínez, *et al.*, 2000).



A assimilação de nitratos pelas microalgas também provoca um aumento do valor de pH, no entanto, atendendo aos valores de remoção de nutrientes obtidos neste estudo, é provável que o aumento do valor de pH seja resultante maioritariamente da assimilação de dióxido de carbono no processo fotossintético (Huo *et al.*, 2012).

Para o branco e para as concentrações de 2, 4, 6 e 8 g NaCl/L, considerando a influência da atividade fotossintética sobre o valor do pH, o perfil evolutivo dos valores de pH é concordante com a curva de crescimento observada na Figura 7.2 (A, B, C, D e E) havendo um aumento do valor do pH com o aumento do número de células.

No entanto, este comportamento não foi observado para a concentração de 10 g NaCl/L, não ocorreu uma diminuição do valor de pH no tempo final do ensaio, como seria de esperar, devido à redução da fixação de dióxido de carbono que ocorre na fase estacionária de crescimento (ver Figura 7.2, F), pelo contrário, verificou-se um contínuo aumento do valor do pH até o término do ensaio.

Verificou-se um valor de pH final superior para as concentrações (por ordem decrescente dos valores verificados) de 2, 10, 8 e 6 g NaCl/L. Este resultado não é surpreendente quando se refere a concentração de 2 g NaCl/L por se tratar do meio de cultura onde se observou uma maior atividade

fotossintética pois verificou-se uma maior taxa de crescimento específico. Porém, para as maiores concentrações de NaCl estudadas registou-se um menor crescimento da *Chlorella vulgaris*, considerando a influência da fotossíntese sobre o valor de pH, seria de esperar menores valores de pH comparativamente ao meio de cultura branco e da concentração de 4 g NaCl/L. Estes resultados podem ser explicados pela maior assimilação de nitratos pelas microalgas nos meios de cultura de 6 e 10 g NaCl/L comparativamente aos meios de cultura branco e de 4 g NaCl/L. A maior assimilação de nitratos na fase final de ensaio nestes meios de cultura, atendendo que ocorreu um menor crescimento da microalga o que determina uma maior disponibilidade de nutrientes, poderá explicar estes maiores valores de pH nesta fase. Porém esta tese não poderá ser comprovada uma vez que não se determinou os valores diários da concentração de nitratos presentes no meio de cultura. Os resultados obtidos podem ser justificados também pela ocorrência de erros de medição, visto que se observou um grande intervalo de confiança para os valores de pH final obtidos para os meios de cultura contendo cloreto de sódio. Este fato indica uma baixa precisão da leitura, resultante da ocorrência de erros aleatórios ou acidentais, ou até mesmo, erro do equipamento. Para as maiores concentrações de NaCl obteve-se maiores intervalos de confiança, portanto menor precisão. A possibilidade do erro de medição ter ocorrido devido à presença de NaCl no meio de cultura deve ser descartada, de acordo com APHA *et al.* (1999) a salinidade não interfere na medição potenciométrica do pH.

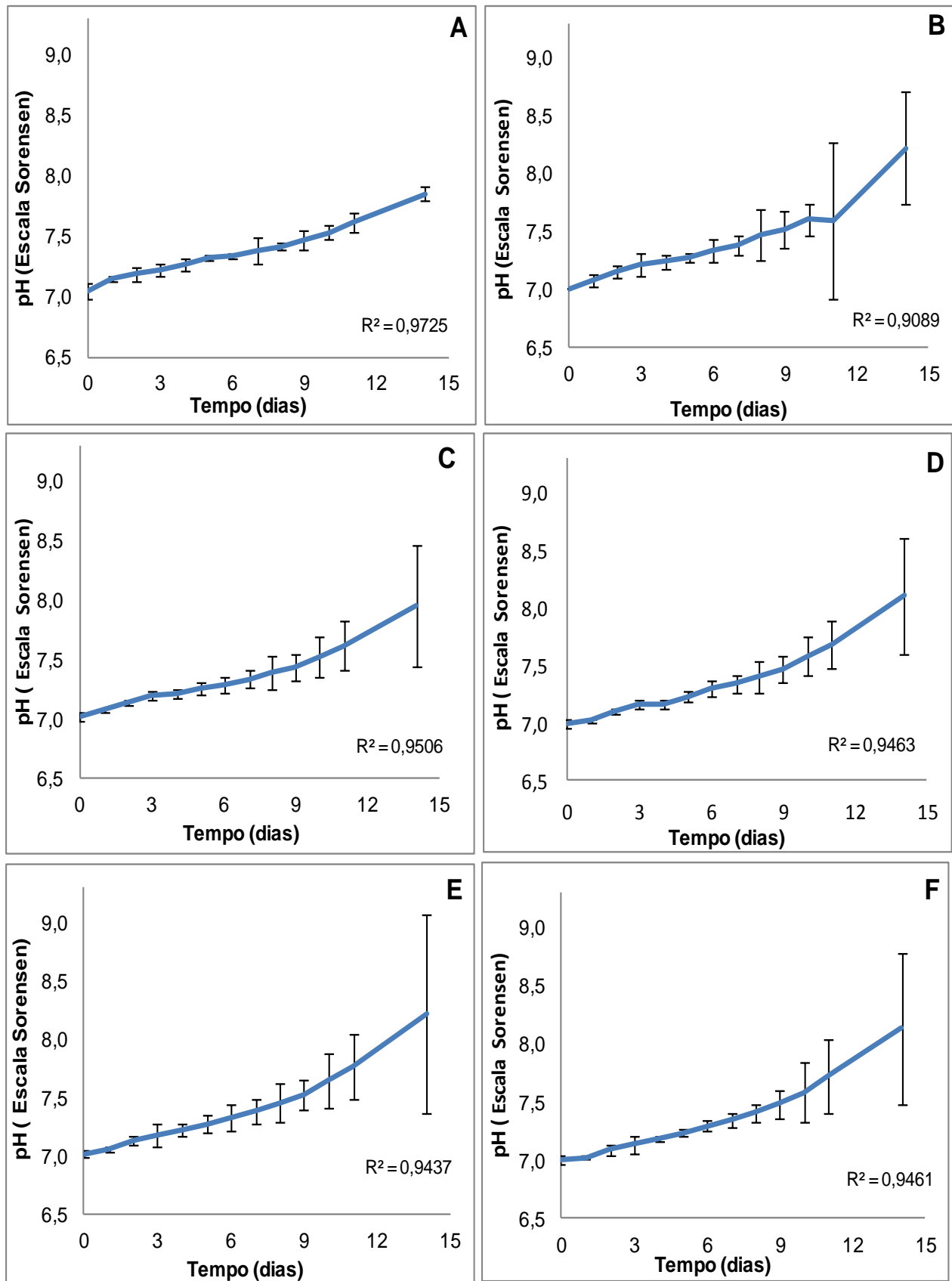


Figura 7.5 – Variação do valor do pH dos meios de cultura ao longo do tempo de ensaio de crescimento descontinuo de *Chlorella vulgaris* e os respectivos intervalos de confiança de 95%: A - 0 g NaCl/L; B - 2 g NaCl/L; C - 4 g NaCl/L; D - 6 g NaCl/L; E - 8 g NaCl/L; F - 10 g NaCl/L. r^2 - coeficiente de correlação.

Para determinar diferenças significativas entre os valores de pH de cada meio de cultura procedeu-se a análise de variância (ANOVA), fator único. Os resultados obtidos, apresentados na Tabela 7.5, demonstram que não existem diferenças estatísticas entre os valores de pH obtidos para as diferentes concentrações de NaCl, pois o valor de P calculado é superior à significância (0,05). Pode-se concluir, portanto, que a presença de NaCl no meio de cultura não afetou os valores do pH.

Alyabyev *et al.* (2011) observou resultados semelhantes ao estudar o perfil evolutivo dos valores de pH num meio de crescimento de *Chlorella vulgaris* contendo NaCl, em condições de temperatura de 30°C. Para concentrações de NaCl inferiores a 11,69 g/L, o perfil evolutivo dos valores de pH foi semelhante ao branco enquanto para concentrações superiores e iguais a 11,69 g/L verificou-se um decréscimo do valor de pH ao longo do tempo, sendo mais acentuado para as maiores concentrações de NaCl. Para este autor a acidificação do meio de cultura está relacionada com a libertação do H⁺ pelas células como resposta adaptativa à presença do NaCl, de modo a repor o equilíbrio iónico destabilizado pela presença dos iões Na⁺ e Cl⁻.

Tabela 7.5 – Valores médios, mínimos e máximos do pH registados ao longo do tempo de ensaio de crescimento da *Chlorella vulgaris* e apresentação dos resultados da análise de diferença entre médias, ANOVA (fator único).

Meio de cultura	pH médio	pH mínimo	pH máximo	Desvio padrão	ANOVA		
					F	p	F _{crítico}
Branco	7,37	7,05	7,86	0,214	0,087	0,994	2,342
2 g NaCl/L	7,40	7,01	8,22	0,312			
4 g NaCl/L	7,34	7,02	7,95	0,251			
6 g NaCl/L	7,35	6,99	8,11	0,309			
8 g NaCl/L	7,40	7,01	8,21	0,331			
10 g NaCl/L	7,37	7,00	8,13	0,317			

Os valores de pH alcalinos observados ao longo do ensaio poderão ter afetado negativamente o crescimento da *Chlorella vulgaris*, que possui uma zona ótima de pH para o seu metabolismo variável entre 6,5 e 7,5 (Borowitzka, 2005). Alyabyev *et al.* (2007) ao estudar o crescimento *Chlorella vulgaris* em meio salino obteve maiores taxas de crescimento específico comparativamente a este estudo, para valores de pH variáveis entre 6,8 e 7,3.

Este ensaio permitiu observar, no entanto, que a microalga *Chlorella vulgaris* pode desenvolver-se num meio alcalino, onde os valores de pH variam entre 7 e 8,3. Goldman *et al.* (1982) citados por Su, *et al.* (2012) referem que muitas espécies de microalgas unicelulares de água doce possuem uma capacidade adaptativa muito ampla ao pH do meio, sendo capazes de crescer tanto em meio ácido como em meio alcalino, apesar de estudos provarem que a *Chlorella vulgaris* alcança maiores taxas de crescimento em meios ácidos.

Salinidade

A salinidade dos meios de cultura foi determinada a partir dos valores da condutividade elétrica registados ao longo do tempo de ensaio, de acordo com o método *Practical Salinity Scale 1978* (APHA, *et al.*, 1999).

Os valores salinidade calculados e os respetivos intervalos de confiança de 95% encontram-se apresentados na Figura 7.6. Da análise dos resultados é possível verificar para todas as concentrações de NaCl um perfil evolutivo de salinidade semelhante entre si. Embora o perfil evolutivo dos valores da salinidade tenha apresentando uma tendência crescente, observou-se ligeiras variações decrescentes, sendo menos significativas no meio de cultura branco.

Embora o aumento da salinidade do meio tenha sido pouco significativo, tais resultados não eram esperados, visto que a assimilação de macronutrientes que ocorre ao longo do crescimento algal e a utilização do ião bicarbonato no processo fotossintético induzem ao decréscimo gradual da salinidade (CWT, 2004; Mostafa *et al.*, 2012). Admite-se, no entanto, que a variação decrescente da salinidade ocorrida no ensaio possa ser justificada através destes processos.

Uma possível justificação para o aumento da salinidade dos meios de cultura poderá estar relacionada com o mecanismo de adaptação ao *stress* salino das microalgas, que envolve além de outros processos, o efluxo dos catiões potássio e sódio a fim de reestabelecer o equilíbrio iónico entre as células e o meio exterior, aumentando assim a salinidade do meio externo (Fodorpataki & Bartha, 2004). O aumento da salinidade observada no meio de cultura branco ao longo do ensaio foi muito reduzida, praticamente nula, o que poderá reforçar tal tese. Os resultados de salinidade médios, mínimos e máximos obtidos, apresentados na Tabela 7.6, evidenciam a ligeira variação e o aumento pouco significativo dos valores da salinidade para o meio de cultura branco. Contudo, é de referir que se obteve grandes intervalos de confiança neste estudo, o que indica a ocorrência de erros de medição ou do equipamento e até mesmo erros associados ao método utilizado para calcular a salinidade, o que poderá também justificar os resultados observados.

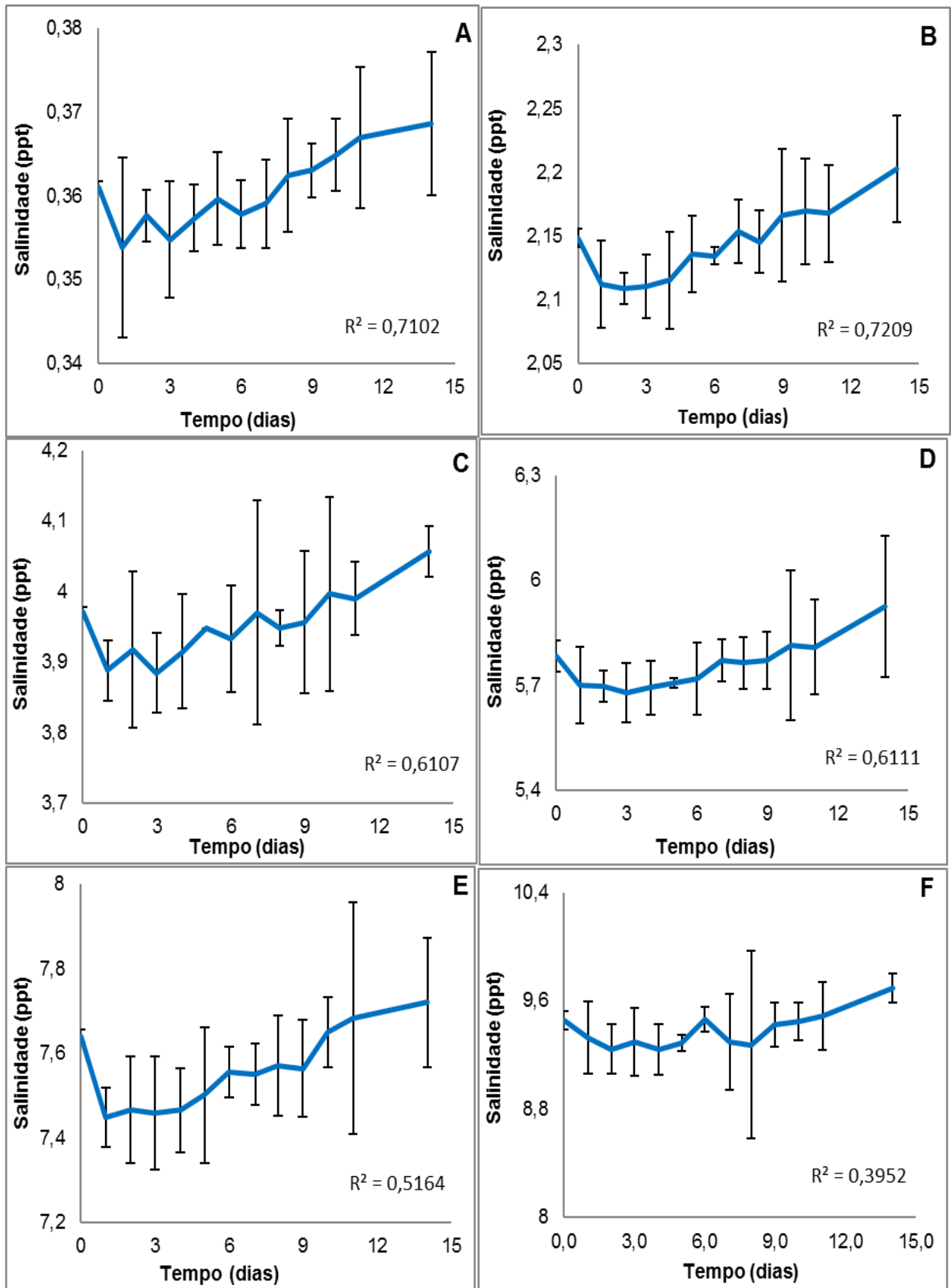


Figura 7.6 - Variação da salinidade dos meios de cultura ao longo do tempo de ensaio de crescimento descontínuo da *Chlorella vulgaris* e os respectivos intervalos de confiança de 95%: A - 0 g NaCl/L; B - 2 g NaCl/L; C - 4 g NaCl/L; D - 6 g NaCl/L; E - 8 g NaCl/L; F - 10 g NaCl/L.

Tabela 7.6 – Valores da condutividade elétrica e da salinidade observados ao longo do tempo de ensaio de crescimento da *Chlorella vulgaris*.

Meio de cultura	Salinidade média (ppt)	Salinidade mínima (ppt)	Salinidade máxima (ppt)	Desvio padrão
Branco	0,36	0,35	0,37	0,004
2 g NaCl/L	2,14	2,11	2,20	0,03
4 g NaCl/L	3,95	3,88	4,06	0,05
6 g NaCl/L	5,76	5,68	5,92	0,07
8 g NaCl/L	7,56	7,45	7,72	0,09
10 g NaCl/L	9,38	9,24	9,69	0,13

8. ESTUDO DA VIABILIDADE TÉCNICA DA REUTILIZAÇÃO POTÁVEL DAS ÁGUAS RESIDUAIS TRATADAS DA ETAR DA RIBEIRA DA VINHA

Em face ao atual contexto de escassez de recursos hídricos da ilha de São Vicente e às limitações do atual processo de produção de água potável, torna-se necessário o desenvolvimento de novas alternativas para o reforço da origem de água bruta para a satisfação das crescentes necessidades. A reutilização das águas residuais tratadas para a produção de água potável poderá constituir uma importante estratégia para combater a escassez de água e contribuir para uma gestão sustentável dos recursos hídricos da ilha. O presente capítulo tem como objetivo contribuir para a avaliação da viabilidade técnica da reutilização das águas residuais tratadas da ETAR da Ribeira da Vinha para a produção de água potável aplicando os PSM.

8.1. Metodologia

Para avaliar a viabilidade técnica da reutilização potável das águas residuais tratadas da ETAR da Ribeira da Vinha para produção de água potável, tendo em conta as eficiências de remoção dos PSM (MF, UF, NF e OI) fez-se uma simulação da aplicação destes processos ao efluente tratado. Foi avaliada a remoção de 24 parâmetros, tendo como referência a legislação portuguesa e cabo-verdiana que estabelece a qualidade de água para consumo e também a relevância da proveniência da água bruta, como é o caso da CQO.

No que se refere à qualidade do efluente a ser tratado, pretendeu-se avaliar a viabilidade técnica da reutilização potável direta para o pior cenário em termos da qualidade do efluente tratado da ETAR da Ribeira da Vinha, considerando-se, assim, para cada parâmetro, a concentração máxima obtida no período de 2006 a 2012 e 2017. Por não se conhecer alguns valores paramétricos característicos do efluente da ETAR da Ribeira da Vinha relevantes do ponto de vista da eficiência dos processos de NF e OI e dos riscos que apresentam para a saúde pública, nomeadamente, a turvação, Cabono Orgânico Total (COT), SDT, arsénio e mercúrio, considerou-se os valores típicos da literatura (Asano, 2007) para efluentes secundários, no caso dos três primeiros, e os valores determinados no Anexo XVIII do Decreto-lei português 236/98 que define a qualidade do efluente secundário para descargas, para aos restantes parâmetros (arsénio e mercúrio), uma vez que estes parâmetros não são regulados pela legislação cabo-verdiana. A Tabela 8.1 apresenta os parâmetros e a qualidade do efluente a ser tratado.

Tabela 8.1 - Parâmetros e qualidade do efluente da ETAR da Ribeira da Vinha a ser tratado

Parâmetros	Unidade	Efluente Tratado
Microbiológicos		
Coliformes fecais	Nº/100mL	$2,9 \times 10^6$
Coliformes totais	Nº/100mL	$5,2 \times 10^7$
Físicos e Químicos		
Carbono Orgânico Total ⁽¹⁾	mg C/L	40
Carência Química de Oxigénio	mg O ₂ /L	687
Sólidos Dissolvidos Totais ⁽¹⁾	mg/L	700
Sólidos Suspensos Totais	mg/L	500
Turvação ⁽¹⁾	NTU	15
Elementos		
Alumínio	mg/L	0,5
Arsénio ⁽²⁾	µg/L As	1000
Cádmio	µg/L Cd	800
Chumbo	µg/L Pb	5200
Cianetos	µg/L Cn	200
Cloretos	mg Cl /L	1418
Cobre	mg/L	7,42
Crómio	µg/L Cr	800
Ferro	µg/L	9090
Fluoretos	mg F/L	1,9
Magnésio	mg/L	68
Mercúrio ⁽²⁾	µg/L Hg	50
Nitratos	mg NO ₃ ⁻ /L	10,2
Níquel	µg/L Ni	6400
Sódio	mg/L	498
Sulfatos	mg SO ₄ /L	590
Zinco	µg/L Zn	1200

(1) Asano (2007)

(2) D.L 236/98

A simulação foi realizada considerando a possibilidade de existência de quatro sistemas de tratamento, constituídos numa primeira etapa, por um processo de pré-tratamento (MF ou UF) e numa segunda etapa pelo processo avançado, propriamente dito, osmose inversa ou nanofiltração, como ilustra a Figura 8.1. As percentagens de remoção consideradas na simulação foram determinadas com base em estudos da literatura e nos valores propostos pelos fabricantes de membranas (Tabela 4.10 e Tabela 4.12). Para as percentagens de remoção apresentadas em intervalo de valores, considerou-se 2/3 da percentagem de remoção de forma a não sobrestimar ou

subestimar este valor. As percentagens de remoção, por parâmetro avaliado e por tipo de PSM, considerados na simulação, são apresentados na Tabela 8.2.

A viabilidade técnica de reutilização das águas residuais tratadas da ETAR da Ribeira da Vinha para a produção de água potável foi determinada pela análise comparativa da conformidade dos resultados obtidos para cada sistema de tratamento, com os valores máximos admissíveis para a água de consumo, estipulados pelos Decreto-lei 8/2004 (cabo-verdiano) e Decreto-lei 152/2017 (português) (Tabela 8.3). No caso da CQO que não é legislada pelos Decretos-lei acima referidos, foi analisada com base nos valores referidos no estudo realizado por Kumar & Sinha (2010) que é igual a 10 mg O₂/L.

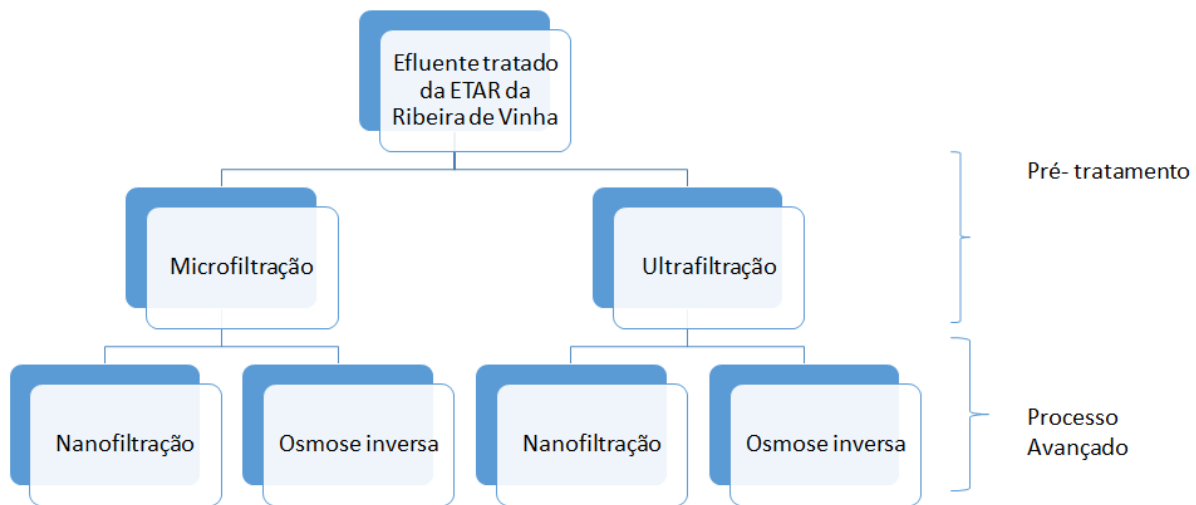


Figura 8.1 - Esquema de simulação aplicação dos PSM ao efluente tratado da ETAR da Ribeira da Vinha.

Tabela 8.2 - Eficiências de remoção por processo de membrana consideradas para o estudo.

Parâmetros	% Remoção de MF	% Remoção de UF	% Remoção de NF	% Remoção de OI
Microbiológicos				
Coliformes fecais	99,67	99,97	S/I	S/I
Coliformes totais	99,67	99,97	S/I	S/I
Físicos e Químicos				
Carbono Orgânico Total	51,67	66,67	95,33	95,33
Carência Química de Oxigênio	80	85	98,4	99,6
Sólidos Dissolvidos Totais	1,3	1,3	53,33	95,33
Sólidos Suspensos Totais	97	98,6	83,6	91
Turvação	97	95	S.I	S.I
Elementos				
Alumínio	-	-	96	97,66
Arsênio	-	-	90	95,33
Cádmio	-	-	90	97,33
Chumbo	-	-	96	97,33
Cianetos	-	-	33,33	93,33
Cloretos	1	1	33,33	94,66
Cobre	-	-	93	98,33
Crômio	-	-	90	97,33
Ferro	-	-	90	98,66
Fluoretos	-	-	33,33	95,33
Magnésio	-	-	94	97,33
Merúrio	-	-	33,33	97,33
Nitratos	1,3	1,3	23,33	92
Níquel	-	-	96	98,33
Sódio	-	-	33,33	96
Sulfatos	1	1	90	99
Zinco	-	-	91	98,66

S/I- Sem informação.

Tabela 8.3- Requisitos de qualidade estabelecidos pela legislação cabo-verdiana e portuguesa para água para consumo.

Parâmetros	Unidade	D.L. 8/04 (Anexo IX)	D.L. 152/17 (Anexo I)
Microbiológicos			
Coliformes fecais	Nº/100mL	0	N.A.
Coliformes totais	Nº/100mL	0	N.A.
Físicos e Químicos			
Carbono Orgânico Total	mg C/L	N.A.	Sem alteração ^a anormal
Sólidos Dissolvidos Totais	mg/L	1000	N.A.
Sólidos Suspensos Totais	mg/L	0	N.A.
Turvação	UNT	5	4
Elementos			
Alumínio	mg/L	0,2	0,2
Arsénio	µg/L As	10	10
Cádmio	µg/L Cd	3	5
Chumbo	µg/L Pb	10	10
Cianetos	µg/L Cn	N.A.	50
Cloretos	mg Cl /L	250	250
Cobre	mg/L	1	2
Crómio	µg/L Cr	N.A.	50
Ferro	µg/L	300	200
Fluoretos	mg F/L	1,5	1,5
Magnésio	mg/L	50	N.A.
Merúrio	µg/L Hg	1	1
Nitratos	mg NO ₃ /L	50	50
Níquel	µg/L Ni	20	20
Sódio	mg/L	200	200
Sulfatos	mg SO ₄ /L	250	250
Zinco	µg/L Zn	3000	N.A.

N.A.- Não aplicável

a) Mendes & Oliveira (2004) referem que COT é usualmente inferior a 0,2 mg C/L em água potável.

8.1. Resultados e discussão

8.1.1. Pré-tratamento: Microfiltração e Ultrafiltração

Em sistemas de tratamento por PSM, o pré-tratamento (MF e UF) é fundamental para garantir a eficiência dos processos subsequentes. O caudal afluente às membranas de NF e OI deve satisfazer um conjunto de requisitos necessários, por forma a evitar fenómenos como o *fouling*, que origina a redução do fluxo do permeado e do desempenho destas membranas, ocasionando na maior frequência de limpeza ou substituição da membrana, com reflexos nos custos de operação (She *et al.*, 2016; Tung *et al.*, 2015). Neste sentido, na escolha do processo de pré-tratamento, é importante ter em conta as eficiências de remoção dos constituintes usualmente responsáveis pelo *fouling*, como os SST (*fouling* coloidal), microrganismos (*biofouling*) e principalmente a matéria orgânica que devido à natureza das águas residuais e da maior parte das membranas de NF e OI, constitui uma das formas mais ocorrentes de *fouling* (*fouling* orgânico) no tratamento de águas residuais (Mikhaylin & Bazinet, 2016). Como forma de prevenção ao *fouling*, os fabricantes de membranas recomendam que a turvação e o SDI do afluente à membrana de NF e OI sejam iguais ou inferiores a 1 UNT e a 5, respetivamente.

Da análise da qualidade dos permeados obtidos por simulação dos PSM de MF e UF, apresentada na Tabela 8.4, constata-se que os valores da turvação são inferiores a 1 UNT, para ambos os processos. No que refere a outros parâmetros de qualidade, verificou-se uma remoção significativa da matéria orgânica (CQO e COT), de microrganismos e dos SST. No entanto, a qualidade do permeado obtido para o processo de UF é superior, principalmente no que respeita à remoção de microrganismos. O MWCO das membranas de UF (compreendido entre 300 e 300000 Dalton) permite-lhe atingir níveis de remoção superiores a MF, possuindo capacidade para remover microrganismos com elevado peso molecular, como vírus e algumas macromoléculas orgânicas (Asano *et al.*, 2007). Pode-se constatar, assim, que as membranas de UF devem ser preferíveis em detrimento da MF no tratamento de águas residuais para produção de água potável.

Tabela 8.4 - Resultados obtidos na simulação dos PSM, MF e UF.

Parâmetros	Unidade	Efluente Tratado	Permeado da MF	Permeado da UF
Microbiológicos				
Coliformes fecais	Nº/100mL	$2,9 \times 10^6$	9570	870
Coliformes totais	Nº/100mL	$5,2 \times 10^7$	171600	15600
Físicos e Químicos				
Carbono Orgânico Total	mg C/L	40	19,33	13,33
Carência Química de Oxigênio	mg O ₂ /L	687	137,4	103,05
Sólidos Dissolvidos Totais	mg/L	700	690,9	690,9
Sólidos Suspensos Totais	mg/L	500	15	7
Turvação	UNT	15	0,45	0,75
Elementos				
Cloretos	mg Cl/L	1418	1403,82	1403,82
Nitratos	mg NO ₃ ⁻ /L	10,2	10,07	10,07
Sulfatos	mg SO ₄ /L	590	584,1	584,1

8.1.2. Nanofiltração e Osmose Inversa

A Tabela 8.5 apresenta os resultados de qualidade dos permeados, obtidos por simulação, considerando os sistemas de tratamento de MF/NF (um estágio), MF/OI (um estágio), UF/NF (um estágio) e UF/OI (um estágio). Da análise dos resultados constata-se que a membrana de OI produz um permeado com qualidade superior a membrana de NF.

No que concerne aos parâmetros físicos e químicos estudados, verificou-se uma remoção significativa de matéria orgânica (CQO e COT) para todos sistemas estudados (MF/NF, MF/OI, UF/NF e UF/OI). A remoção destes poluentes pela membrana de osmose inversa (MF/OI e UF/OI) foi quase total. As membranas de OI e NF, como foi anteriormente referido, são caracterizadas pela elevada eficiência de remoção da matéria orgânica (incluindo não biodegradáveis), principalmente com baixo peso molecular. No entanto, as características das membranas de OI, nomeadamente o MCWO (inferior a 300 Daltons) permitem-lhe remover maiores percentagens de matéria orgânica comparativamente a NF. O sistema de tratamento UF/OI obteve maiores eficiências de remoção comparativamente à MF/OI, devido ao melhor desempenho da membrana de UF. No que refere aos limites máximos destes parâmetros em água para consumo, o Decreto-lei 152/2017 estabelece que o COT não deve sofrer alteração do valor normal, que segundo Mendes & Oliveira (2004) é igual a 0,2 mg C/L. A CQO, por sua vez, não é legislada, no entanto, de acordo com Kumar & Sinha (2010) a sua concentração na água para consumo não deve exceder 10 mg/L. Os valores de CQO obtidos

para os permeados de NF e OI, estão em concordância com este valor limite proposto, por outro lado, o valor limite de COT é excedido.

À semelhança da matéria orgânica, o teor de sólido dos permeados resultantes da OI são inferiores às concentrações obtidas para a membrana de NF. A remoção de SST do efluente é quase total para o permeado de UF/OI ($> \text{MF/OI}$). O teor de SDT dos permeados obtidos para NF e OI não excede os valores limites propostos pelo Decretos-lei cabo-verdiano 08/2004, enquanto as concentrações de SST não são iguais a zero como determina a mesma legislação. O Decretos-lei português 152/2017 não estabelece um valor paramétrico para estes parâmetros. Considerou-se as concentrações nos permeados de NF e OI, menor que 0,45 e 0,75 UNT, respetivamente. Estes valores respeitam o valor máximo recomendado pelo Decretos-lei 08/2004 e 152/2017.

A remoção de coliformes fecais e totais pelos sistemas estudados foi significativa, principalmente para o sistema UF/OI. No que refere a microrganismos como protozoários e vírus, de acordo com a WHO (2006), estes compostos são totalmente removidos pelas membranas de NF e OI, presumindo-se assim que a concentração destes microrganismos é nula nos permeados produzidos. As concentrações de coliformes fecais e coliformes totais nos permeados obtidos não são nulos conforme o Decreto-lei cabo-verdiano 08/2004 determina.

No que refere as concentrações dos parâmetros elementos obtidos para os permeados de NF e OI para os diferentes processos de pré-tratamento (MF e UF), foram semelhantes entre si, uma vez que as membranas de MF e UF não removem compostos com baixo peso molecular. Apesar de se ter obtido uma remoção significativa destes compostos para ambas as membranas (NF e OI), a remoção verificada para a OI foi significativamente superior a NF para os compostos monovalentes e iões. A membrana de NF possui uma baixa remoção destes compostos, comparativamente à OI. A remoção do alumínio e dos fluoretos foi quase total para as membranas de OI (MF/OI e UF/OI).

Tabela 8.5 - Resultados simulados pela aplicação dos sistemas MF/OI, MF/NF, UF/OI e UF/NF.

Parâmetros	Unidade	Efluente Tratado	Permeado de MF	Permeado de UF	Permeado de MF/NF	Permeado de MF/OI	Permeado de UF/NF	Permeado de UF/OI	D.L. 8/04 (Anexo IX)	D.L.152/17 (Anexo I)
Microbiológicos										
Coliformes fecais	Nº/100mL	2,9X10 ⁶	9570	870	31,58	2,87	2,87	0,26	0	N.A.
Coliformes totais	Nº/100mL	5,2X10 ⁷	171600	15600	566,28	51,48	51,48	4,68	0	N.A.
Físicos e Químicos										
Carbono Orgânico Total	mg C/L	40	19,33	13,33	0,90	0,90	0,62	0,62	N.A.	Sem alteração
Carência Química de Oxigénio	mg O ₂ /L	687	137,4	103,05	2,20	0,55	1,65	0,41		
Sólidos Dissolvidos Totais	mg/L	700	690,9	690,9	322,44	32,27	322,44	32,27	1000	N.A.
Sólidos Suspensos Totais	mg/L	500	15	7	2,46	1,35	1,15	0,63	0	N.A.
Turvação	UNT	15	0,45	0,75	<0,45	<0,45	<0,75	<0,75	5	4
Elementos										
Alumínio	mg/L	0,5	0,5	0,5	0,02	0,01	0,02	0,01	0,2	0,2
Arsénio	µg/L As	1000	1000	1000	100	46,7	100	46,7	10	10
Cádmio	µg/L Cd	800	800	800	80	21,36	80	21,36	3	5
Chumbo	µg/L Pb	5200	5200	5200	208	138,84	208	138,84	10	10
Cianetos	µg/L Cn	200	200	200	133,34	13,34	133,34	13,34	N.A.	50
Cloretos	mg Cl /L	1418	1403,82	1403,82	935,93	74,96	935,93	74,96	250	250
Cobre	mg/L	7,42	7,42	7,42	0,52	0,124	0,52	0,12	1	2
Crómio	µg/L Cr	800	800	800	80	21,36	80	21,36	N.A.	50
Ferro	µg/L	9090	9090	9090	909	121,81	909	121,81	300	200
Fluoretos	mg F/L	1,9	1,9	1,9	1,27	0,08	1,27	0,09	1,5	1,5
Magnésio	mg Mg /L	68	68	68	4,08	1,82	4,08	1,82	50	N.A.
Mercúrio	µg/L Hg	50	50	50	33,34	1,34	33,34	1,34	1	1
Nitratos	mg NO ₃ /L	10,2	10,07	10,07	7,72	0,81	7,72	0,82	50	50
Níquel	µg/L Ni	6400	6400	6400	256	106,88	256	106,88	20	20
Sódio	mg/L	498	498	498	332,02	19,92	332,02	19,92	200	200
Sulfatos	mg SO ₄ /L	590	584,1	584,1	58,41	5,84	58,41	5,9	250	250
Zinco	µg/L Zn	1200	1200	1200	108	16,08	108	16,08	3000	N.A.

N.A.-Não aplicável

A Figura 8.2 apresenta uma análise da conformidade das concentrações obtidas para os sistemas de tratamento estudados com a legislação vigente (cabo-verdiana e portuguesa) no que tange à qualidade da água para consumo. No que concerne aos parâmetros microbiológicos e físico-químicos, verificou-se um mesmo número de parâmetros não conformes para todos os sistemas de tratamento. No entanto, a conformidade dos parâmetros elementos com a legislação difere de acordo com o tipo de processo avançado aplicado. Os sistemas de tratamento constituídos por OI possui cinco parâmetros não conforme, enquanto os sistemas compostos pelas membranas de NF possuem dez parâmetros não conforme, de dezassete parâmetros analisados. Os parâmetros não conforme para cada sistema, pode ser observado na Tabela 8.5 (os valores a vermelho estão não conforme).

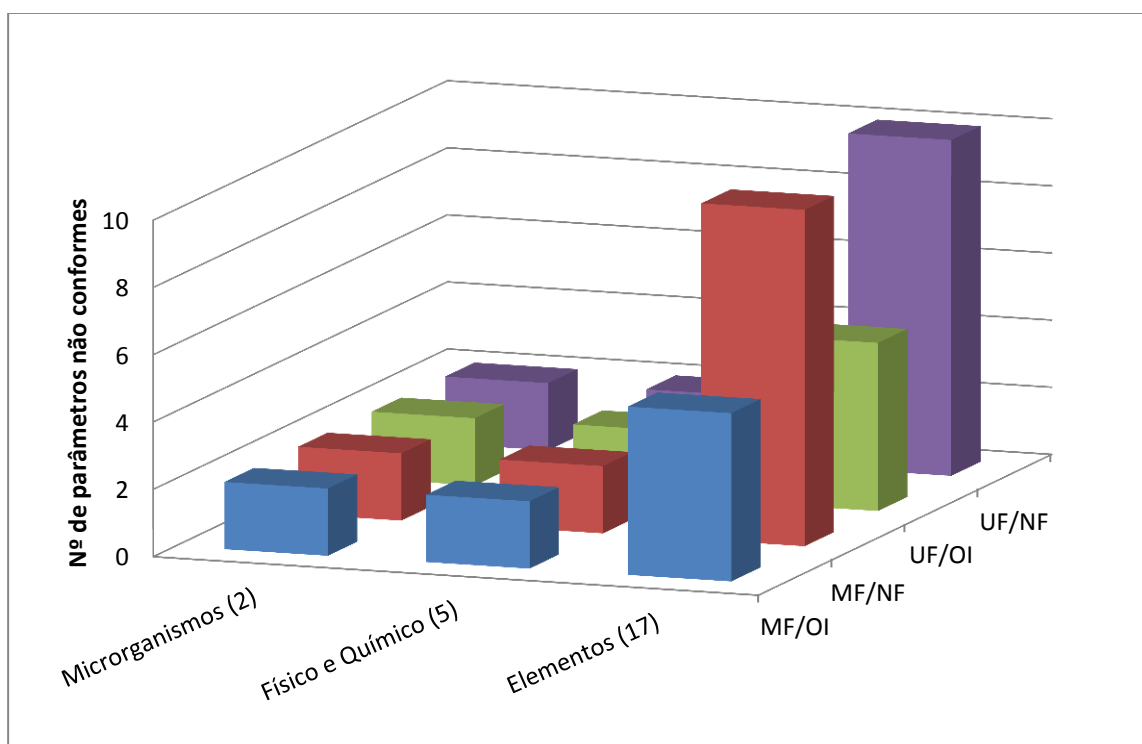


Figura 8.2 - Análise quantitativa da conformidade dos parâmetros avaliados com os requisitos de qualidade de água para consumo.

Da análise geral dos resultados obtidos constata-se que o UF/OI é o sistema de tratamento que produz o permeado com melhor qualidade, sendo, por isso, preferível para tratamento de águas residuais para reutilização potável, em detrimento dos restantes sistemas. A utilização da membrana de UF oferece vantagens comparativamente ao MF, do ponto de vista da prevenção do *fouling* da membrana, principalmente no que refere a remoção de matéria orgânica, enquanto a OI possui maiores eficiências de remoção comparativamente a NF, sobretudo no que tange aos compostos monovalentes e iónicos, que maioritariamente apresentam riscos adversos para a saúde humana. No entanto, como verificou-se anteriormente e pode-se constatar pela análise da Tabela 8.5 e Figura 8.1, a concentração obtida para alguns parâmetros não está conforme com os valores recomendados pela legislação vigente relativa à qualidade de água para consumo (os valores a verde estão conforme com a legislação vigente). Entre os parâmetros não conformes obtidas pelo sistema UF/OI,

destacam-se alguns compostos preocupantes do ponto de vista da proteção da saúde pública, nomeadamente, COT pelo risco de formação de subprodutos de desinfecção, arsénio, cádmio, chumbo e níquel.

Nesse sentido, com vista à determinação do tratamento capaz de produzir um permeado que satisfaça todos os requisitos de qualidade de água para consumo pretendeu-se analisar o desempenho de dois sistemas de tratamento de membranas em dois estágios, utilizando as percentagens de remoção da Tabela 8.2: um primeiro sistema composto por pré-tratamento por ultrafiltração, seguido de dois estágios de osmose inversa em série; e um segundo sistema constituído por pré-tratamento por ultrafiltração, seguido de nanofiltração e osmose inversa em série (Figura 8.3).

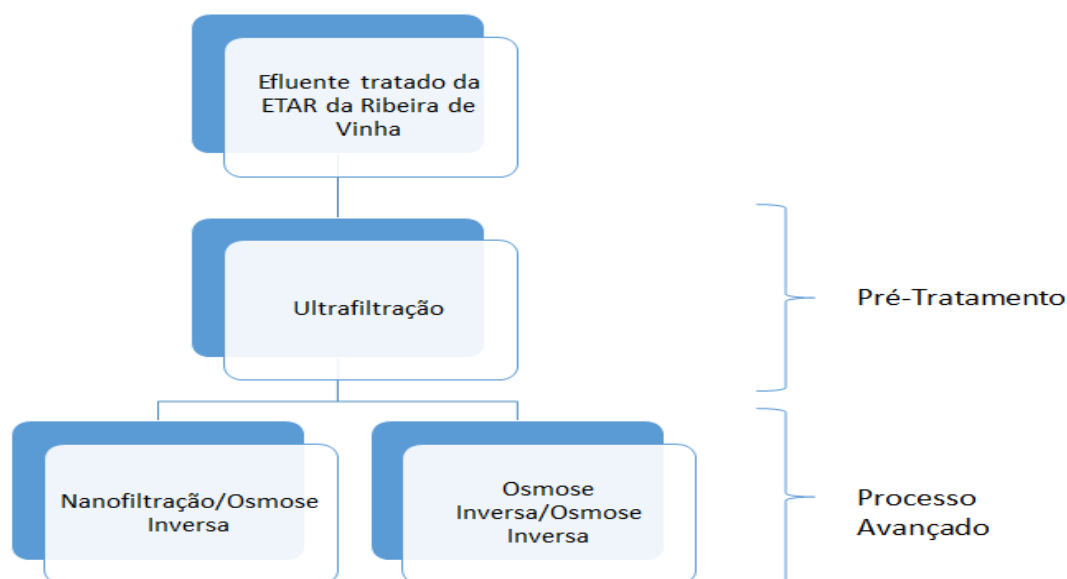


Figura 8.3 - Esquema de simulação de aplicação dos PSM ao efluente tratado da ETAR da Ribeira da Vinha.

Dos resultados obtidos (Tabela 8.6 e Tabela 8.7) constata-se uma remoção significativa de todos os parâmetros analisados para ambos os sistemas, verificando-se para alguns parâmetros remoção quase total. O permeado obtido para ambos os sistemas satisfaz todos os requisitos de qualidade estipulados pelos Decretos-lei 08/2004 e 152/2017. No entanto, o permeado resultante da OI em dois estágios é praticamente água desmineralizada, como se observa pelas concentrações muito baixas de minerais, como sódio e cloretos, e quase nula no caso do magnésio. As membranas de OI possuem a capacidade de remover constituintes essenciais da água, como a sua dureza e alcalinidade, presumindo-se, assim, que as concentrações de compostos como cálcio e potássio, também são muito reduzidas. Por outro lado, ainda que o permeado produzido pela NF/OI satisfaça todos os requisitos de qualidade de água de consumo, a desmineralização verificada é menos acentuada, justificando a sua aplicação em sistemas de tratamento de águas residuais para reutilização potável. A utilização deste sistema possui, ainda, vantagens como menor consumos

energéticos, pela NF funcionar à menor pressão de operação, para além da remoção de iões divalentes e trivalentes proporcionada pela NF, conferir ao processo de OI maiores taxas de recuperação e menor *fouling* da membrana (Greg *et al.*, 2005; Hilal *et al.*, 2004).

Tabela 8.6 - Resultados simulados pela aplicação do sistema UF/OI/OI.

Parâmetros	Unidade	Permeado de UF	Permeado de 1º estágio OI	Permeado de 2º estágio OI	D.L. 8/04 (Anexo IX)	D.L.152/17 (Anexo I)
Microbiológicos						
Coliformes fecais	Nº/100mL	870	0,26	~0	0	N.A.
Coliformes totais	Nº/100mL	15600	4,68	~0	0	N.A.
Físicos e Químicos						
Carbono Orgânico Total	mg C/L	13,33	0,62	0,03	N.A.	Sem alteração
Carência Química de Oxigênio	mg O ₂ /L	103,05	0,41	~0		
Sólidos Dissolvidos Totais	mg/L	690,9	32,27	1,51	1000	N.A.
Sólidos Suspensos Totais	mg/L	7	0,63	0,06	0	N.A.
Turvação	UNT	0,75	<0,75	<0,75	5	4
Elementos						
Alumínio	mg/L	0,5	0,01	~0	0,2	0,2
Arsénio	µg/L As	1000	46,7	2,18	10	10
Cádmio	µg/L Cd	800	21,36	0,57	3	5
Chumbo	µg/L Pb	5200	138,84	3,71	10	10
Cianetos	µg/L Cn	200	13,34	0,89	N.A.	50
Cloretos	mg Cl /L	1403,82	74,96	4,00	250	250
Cobre	mg/L	7,42	0,12	~0	1	2
Crômio	µg/L Cr	800	21,36	0,57	N.A.	50
Ferro	µg/L	9090	121,81	1,63	300	200
Fluoretos	mg F/L	1,9	0,09	~0	1,5	1,5
Magnésio	mg/L	68	1,82	~0	50	N.A.
Mercúrio	µg/L Hg	50	1,34	~0	1	1
Nitratos	mg NO ₃ ⁻ /L	10,07	0,82	0,06	50	50
Níquel	µg/L Ni	6400	106,88	1,78	20	20
Sódio	mg/L	498	19,92	0,8	200	200
Sulfatos	mg SO ₄ /L	584,1	5,9	0,06	250	250
Zinco	µg/L Zn	1200	16,08	0,24	3000	N.A.

N.A.-Não aplicável

Tabela 8.7 - Resultados simulados pela aplicação do sistema UF/NF/OI.

Parâmetros	Unidade	Permeado de UF	Permeado de NF	Permeado de OI	D.L. 8/04 (Anexo IX)	D.L.152/17 (Anexo I)
Microbiológicos						
Coliformes fecais	Nº/100mL	870	2,87	~0	0	N.A.
Coliformes totais	Nº/100mL	15600	51,48	~0	0	N.A.
Físicos e Químicos						
Carbono Orgânico Total	mg C/L	13,33	0,62	0,03	N.A.	Sem alteração
Carência Química de Oxigénio	mg O ₂ /L	103,05	1,65	~0		
Sólidos Dissolvidos Totais	mg/L	690,9	322,44	15,06	1000	N.A.
Sólidos Suspensos Totais	mg/L	7	1,148	0,1	0	N.A.
Turvação	UNT	0,75	<0,75	<0,75	5	4
Elementos						
Alumínio	mg/L	0,5	0,02	~0	0,2	0,2
Arsénio	µg/L As	1000	100	4,67	10	10
Cádmio	µg/L Cd	800	80	2,14	3	5
Chumbo	µg/L Pb	5200	208	5,56	10	10
Cianetos	µg/L Cn	200	133,34	8,9	N.A.	50
Cloretos	mg Cl /L	1403,82	935,93	49,98	250	250
Cobre	mg/L	7,42	0,52	~0	1	2
Crómio	µg/L Cr	800	80	2,14	N.A.	50
Ferro	µg/L	9090	909	12,18	300	200
Fluoretos	mg F/L	1,9	1,27	0,06	1,5	1,5
Magnésio	mg/L	68	4,08	0,11	50	N.A.
Mercurio	µg/L Hg	50	33,34	0,9	1	1
Nitratos	mg NO ₃ ⁻ /L	10,07	7,72	0,62	50	50
Níquel	µg/L Ni	6400	256	4,28	20	20
Sódio	mg/L	498	332,02	13,28	200	200
Sulfatos	mg SO ₄ /L	584,1	58,41	0,58	250	250
Zinco	µg/L Zn	1200	108	~0	3000	N.A.

N.A.-Não aplicável

8.2. Proposta de sistema de tratamento

Os resultados obtidos para a simulação da aplicabilidade dos PSM demonstraram que é tecnicamente possível a reutilização das águas residuais tratadas da ETAR da Ribeira da Vinha para produção de água potável que satisfaça todos os requisitos de qualidade por aplicação de um sistema de tratamento composto por membrana de UF (pré-tratamento) e dois estágios de processos avançados em série, OI/OI ou NF/OI. No entanto, tendo em conta as vantagens do sistema NF/OI, comparativamente ao sistema OI/OI, nomeadamente, uma menor desmineralização da água, maior taxa de recuperação e menores custos energéticos, para além da membrana NF reduzir as potencialidades do *fouling* da OI, propõe-se, assim, a aplicação deste sistema para o tratamento do efluente da ETAR da Ribeira da Vinha para produção de água para consumo. A síntese de um possível sistema de tratamento que possa ser adotada para o tratamento do efluente tratado da ETAR da Ribeira da Vinha para a produção de água para consumo, considerando o pré-tratamento e o pós-tratamento as membranas NF/OI, é proposto na Figura 8.3.

Para o sistema de pré-tratamento para além da aplicação de membranas de UF, propõe-se que seja constituída por filtros de cartuchos precedido pela adição de agentes químicos como um ácido e um antiescalante, com o objetivo de prevenir o *fouling* das membranas de NF e OI. A ultrafiltração deverá ser precedida de um sistema de pré-tratamento (e.g. gradagem fina) de forma a reduzir ou eliminar o *fouling* da membrana, com adição de hipoclorito de sódio (*fouling* biológico). A adição do agente antiescalante tem como função a prevenção de formação de precipitados ou formação de precipitados facilmente removidos na limpeza da membrana, enquanto o ácido (e.g. ácido sulfúrico) controla a formação de precipitados de carbonato e bicarbonato de cálcio através da redução do pH do caudal afluente às membranas e a formação de incrustações. Por sua vez, os filtros de cartucho, com o tamanho dos poros variáveis entre 5 e 20 μm , constituem uma barreira secundária à matéria particulada suscetível de causar *fouling* as membranas de NF e OI em caso de falha da membrana de UF, para além de remover matéria particulada resultante da adição do ácido e do antiescalante (Asano et al., 2007; Mulder, 1997).

A aplicação do processo de oxidação avançada na sequência da NF/OI é fundamental em sistemas de reutilização potável direta, por promover através da formação de radicais livres originados pela absorção da radiação UV pelo peróxido de hidrogénio, a oxidação da maior parte de compostos orgânicos preocupantes do ponto de vista da saúde pública que não foram totalmente removidos pelos PSM. A aplicação do processo UV/H₂O₂ na sequência dos processos avançados de membrana permitirá uma redução substancial de parâmetros como o Carbono Orgânico Total, os Sólidos Totais Dissolvidos (STD), os compostos orgânicos vestigiais, para além de constituírem uma múltipla barreira para os organismos patogénicos.

O permeado produzido pelo sistema NF/OI é caracterizado por um baixo teor de minerais essenciais a saúde humana, para além de uma fraca alcalinidade o que se traduz numa água agressiva, propensa a amplas variações de pH, podendo conferir propriedades corrosivas à água. Nesse sentido, advém a necessidade de se realizar um pós-tratamento, que consistirá na

estabilização da água e remineralização. Para a estabilização da água propõe-se a descarbonatação da água para eliminação do excesso de dióxido de carbono por arejamento forçado, ocasionando no aumento do pH, e adição de hidróxido de cálcio para a remineralização da água (Gonçalves, 2011). O pós-tratamento engloba, ainda, a desinfecção química por adição de cloro ou compostos clorados, para assegurar um nível de desinfetante residual na água, inibindo o possível crescimento biológico durante a distribuição.

A seleção correta do tipo de membrana (e.g. material, configuração) constitui um aspeto fundamental para o sucesso do processo de tratamento e encontra-se fortemente relacionada com a constituição química da água residual. A percentagem de remoção por cada tipo de constituinte varia de acordo com o tipo de membrana selecionada (e.g. material), sendo difícil prever como determinado tipo de membrana se irá comportar no tratamento da água. Nesse sentido, por forma a escolher o tipo de membrana que melhor se adequa ao tratamento da água residual e consequentemente à qualidade pretendida, aconselha-se na fase de conceção do projeto, a realização de testes pilotos com vários tipos de membranas.

No que se refere às taxas de recuperação, sistemas reais de tratamento de águas residuais para produção de água potável e ensaios pilotos realizados para as membranas de ultrafiltração, nanofiltração e osmose inversa, têm demonstrado percentagens de recuperação variáveis entre 80% e 85% para estes processos. No entanto, por se tratar de membranas que convencionalmente operam em fluxo tangencial, considera-se que a taxa de recuperação das membranas de UF, NF e OI do sistema de tratamento proposto são iguais às percentagens características deste tipo de fluxo (80%). Assim, para o sistema de tratamento proposto prevê-se uma taxa de recuperação de aproximadamente 51,2% do caudal afluente ao sistema de tratamento. Considerando o caudal médio diário da ETAR da Ribeira da Vinha do ano de 2017 e 10% de evaporação das lagoas de estabilização, o sistema de produção de água para consumo a partir do efluente tratado, proposto, poderá possibilitar a produção de 797,28 m³/dia de água para consumo.

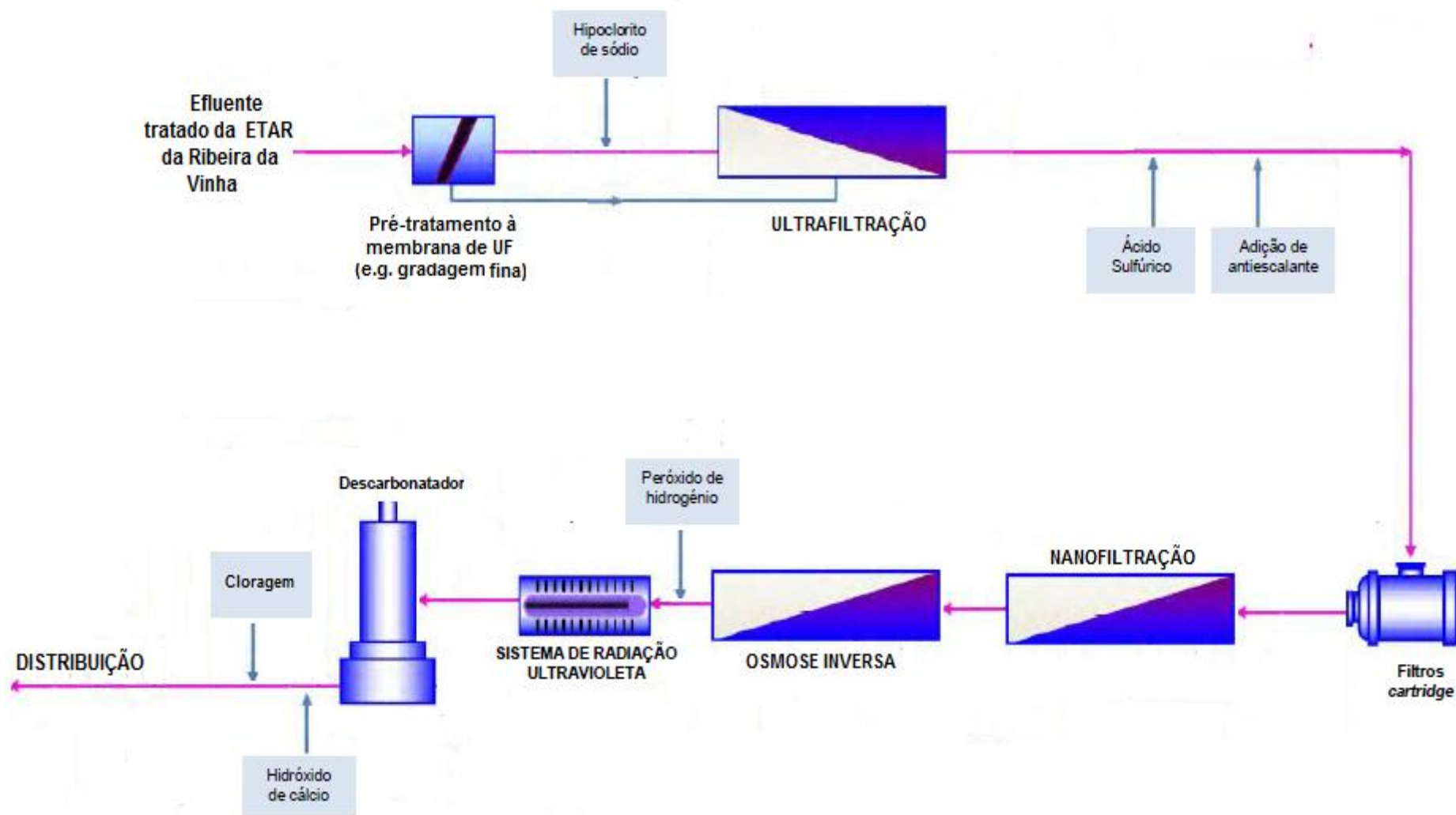


Figura 8.4 – Diagrama de tratamento proposto para o tratamento do efluente tratado da ETAR da Ribeira da Vinha para reutilização potável direta.

9. CONCLUSÕES, RECOMENDAÇÕES E PERSPETIVAS DE TRABALHO FUTURO

A análise do sistema de saneamento da cidade do Mindelo, numa perspetiva individual e integrada com o sistema de abastecimento de água e de reutilização de águas residuais tratadas, conclui-se de que se trata de um sistema sustentável. A cobertura da rede de abastecimento de água (65,2%) e do sistema de saneamento (76%), associada à existência de infraestruturas de tratamento de águas residuais adequada à realidade da ilha, garantem a reutilização diária de aproximadamente 81% de efluente tratado para rega agrícola, com ganhos diretos para os agricultores beneficiários do projeto PARI e para a população em geral, através de maior disponibilidade de produtos no mercado, bem como pela proteção ambiental dos meios recetores de descargas poluentes. No entanto, é possível identificar alguns pontos fracos do sistema de saneamento e de abastecimento de água da cidade de Mindelo:

- Elevado tarifário da água para consumo como consequência do elevado custo energético do processo de dessalinização;
- A capacidade de produção de água diária da ETA garante apenas 62,7% das necessidades de água da população, resultando num sistema de distribuição de água de forma intermitente e consumo de água *per capita* inferior ao recomendado pela OMS (igual a 45 L/hab.dia) que é agravada pelas sistemáticas avarias no sistema de produção;
- Elevadas perdas na rede de distribuição, estimadas em 30%, considerando 10% de perdas comerciais e 20% de perdas reais que estão relacionadas principalmente com a deficiente qualidade e degradação das infraestruturas de distribuição, em alguns casos causadas pela corrosão, ocasionando na contaminação frequente da água para consumo por óxido de ferro;
- No que respeita à qualidade da água produzida, vários parâmetros relevantes no que refere a qualidade de água para o consumo, não são monitorizados pela Electra, com a frequência que deveria ser feita. São exemplos, os metais pesados que podem estar presentes na água de alimentação devido às atividades desenvolvidas pela empresa de reparação de navios localizada próximo da zona de captação;
- Manutenção das infraestruturas e equipamentos da rede pública de esgotos deficiente, maioritariamente de carácter curativo e não preventivo, encontrando-se a maior parte em mau estado de conservação, ocasionando em avarias frequentes nas estações de bombagem e obstrução de coletores da rede pública;
- A manutenção das lagoas de estabilização da ETAR da Ribeira da Vinha tem sido realizada com algumas falhas, tanto em termos técnicos e operacionais, como de periodicidade de intervenção, comprometendo o desempenho das lagoas de estabilização;
- Deficiente monitorização da qualidade do efluente tratado da ETAR da Ribeira da Vinha em termos de frequência das análises;

- As concentrações dos parâmetros níquel, cádmio, cobre, crómio, cloro residual no efluente tratado da ETAR da Ribeira da Vinha excedem os valores máximos recomendados pela EPA (2004) e pelo Decreto-lei português 236/98 para rega agrícola, podendo acarretar efeitos adversos sobre o sistema planta-solo;
- Níveis de coliformes fecais superiores aos valores recomendados pelo Decreto-lei português 236/98 e WHO (1987), com risco de contaminação de culturas, do solo e de águas subterrâneas que poderá acarretar riscos adversos para a saúde pública, agravada pelo não cumprimento das regras de segurança e de higiene estipuladas para o projeto PARI, nomeadamente, o uso da técnica de irrigação por alagamento e cultivo de culturas consumidas cruas;
- Elevados teores salinos das águas residuais afluentes à ETAR com condutividade variável entre 3,06 ($\pm 0,26$) e 4,13 ($\pm 0,32$) mS/cm e concentrações de cloretos variáveis entre 709,56 ($\pm 132,45$) e 1125,1 ($\pm 287,56$) mg Cl⁻/L, que não são removidos pelo processo de tratamento existente na ETAR da Ribeira da Vinha, apresentando constrangimentos para a reutilização do efluente tratado como a salinização dos solos e comprometimento do desenvolvimento das culturas, uma vez que as concentrações destes parâmetros no efluente tratado excedem os valores máximos recomendados para rega, estipulados pela EPA (2004) e pelo Decreto-lei português 236/98.

A elevada salinidade das águas residuais da ETAR de Ribeira da Vinha também constitui uma preocupação do ponto de vista da eficiência do processo de depuração. Os resultados do estudo do crescimento da *Chlorella vulgaris* em meio de cultura inorgânico com diferentes concentrações de NaCl remetem as seguintes conclusões:

- A taxa de crescimento específico da *Chlorella vulgaris* diminui com o aumento do teor salino, embora não se tenha verificado diferenças estatísticas desses valores. Tal, indica que para as condições de incubação propostas, as concentrações de NaCl estudadas não inibiram significativamente o crescimento da microalga, facto que pode ser demonstrado também pelas taxas de crescimento específico semelhantes, encontradas para o branco ($\mu = 0,099$) e para a concentração máxima de NaCl estudada, 10g/L ($\mu = 0,095$);
- Nos meios de cultura com a concentração de 2 e 4 g NaCl/L, observou-se um facto interessante do ponto de vista do cultivo da microalga *Chlorella vulgaris* e da sua utilização no tratamento de águas residuais salinas: apesar de esta microalga desenvolver-se em água doce e de ser recomendável o seu cultivo em meio onde a salinidade (expressa em g/L de NaCl) seja nula, as concentrações de 2 e 4 g NaCl/L favoreceram o seu crescimento, verificando-se uma taxa de crescimento específico (μ igual a 0,112 e 0,108 respetivamente) superior nesses meios, comparativamente ao branco ($\mu = 0,099$) (Borowitzka, 2005);
- No que refere às condições do meio, embora os valores da temperatura e do pH do ensaio não tenham sido de acordo com os valores ótimos para o desenvolvimento da *Chlorella*

vulgaris citados na bibliografia, admite-se que estes parâmetros não tenham limitado o seu crescimento. Alguns estudos têm demonstrado a capacidade da *Chlorella vulgaris* para desenvolver-se a temperaturas e pH muito variáveis (Alyabyev *et al.*, 2007; Mayo, 1997). No entanto, a fraca agitação do meio das culturas pode ter sido um fator limitante ao crescimento da microalga.

- Tendo em conta os resultados do estudo pode-se presumir que a salinidade das águas residuais da ETAR da Ribeira da Vinha, não possui efeitos adversos sobre o desenvolvimento da *Chlorella vulgaris*, uma vez que o teor salino das lagoas varia entre 1,28 e 2,88 ppt (ano de 2007, 2010, 2011 e 2017), e por extrapolação, sobre outras microalgas presentes nas lagoas com tolerância a salinidade semelhante a *Chlorella vulgaris*. Consequentemente a elevada salinidade das águas residuais afluentes à ETAR não condiciona o funcionamento da ETAR da Ribeira da Vinha em termos do papel das microalgas neste sistema.

No que concerne ao estudo da viabilidade de reutilização das águas residuais tratadas da ETAR da Ribeira da Vinha para produção de água para consumo obteve-se as seguintes conclusões:

- Em termos de processos de pré-tratamento, as membranas de UF possuem melhores desempenhos comparativamente a MF, sobretudo na remoção de matéria orgânica que constitui uma das principais preocupações no tratamento de águas residuais por membranas;
- As membranas de OI possuem um desempenho superior a NF, no entanto, a utilização destes processos em um único estágio não produzem um permeado que satisfaça todos os requisitos de qualidade da água para consumo;
- A aplicabilidade dos PSM demonstraram que é tecnicamente possível a reutilização das águas residuais tratadas da ETAR da Ribeira da Vinha para produção de água potável que satisfaça todos os requisitos de qualidade por aplicação de um sistema de tratamento composto por membrana de UF (pré-tratamento) e dois estágios de processos avançados em série, OI/OI ou NF/OI;
- As vantagens do sistema NF/OI comparativamente ao sistema OI/OI, nomeadamente, menores consumos energéticos, maiores taxas de recuperação e menor *fouling* da membrana, proporcionada pela remoção de iões divalentes e trivalentes pela NF, justificam a sua aplicação em detrimento do sistema OI/OI;
- Para o sistema de tratamento proposto prevê-se uma taxa de recuperação teórica de 51,2% do caudal afluente ao sistema de tratamento. Considerando o caudal médio diário da ETAR da Ribeira da Vinha do ano de 2017 e a evaporação das lagoas de estabilização prevê-se a recuperação de 797,28 m³/dia de água para consumo;
- Apesar de ser tecnicamente possível a produção de água potável a partir das águas residuais da ETAR da Ribeira da Vinha, nas condições atuais (capacidade de produção da ETA: 4 093 m³/dia; necessidade de água da população: 7 367 m³/dia), a reutilização do efluente tratado

como reforço de água bruta para produção de água para o consumo seria insuficiente para a satisfação das necessidades de água, atuais, da população.

Face às conclusões apresentadas, torna-se pertinente sugerir as seguintes recomendações de melhoria:

- Considerando as condições climáticas da ilha, a Electra deve avaliar a viabilidade de utilização de fontes de energias renováveis minimizando assim, os custos energéticos possibilitando a redução dos tarifários de água para consumo;
- A Electra deve considerar a realização da monitorização de parâmetros, como os metais pesados, com maior frequência devido às atividades desenvolvidas nas envolventias da zona de captação;
- Implementação de planos de manutenção das infraestruturas de saneamento e rede pública de abastecimento de água por parte das entidades responsáveis pela gestão;
- Adoção de práticas adequadas de manutenção das lagoas de estabilização da ETAR da Ribeira da Vinha, em termos da remoção de lamas acumuladas no fundo da lagoa (aumento da frequência), do material flutuante e da remoção da vegetação no interior e nos taludes das lagoas de estabilização;
- Implementação de um plano de monitorização da qualidade do efluente da ETAR da Ribeira da Vinha que permita a realização de análises com maior frequência e maior controlo de parâmetros, como os coliformes fecais, metais pesados, cloretos, condutividade e o cloro residual;
- Implementação de um processo de tratamento adicional ao atual sistema de tratamento da ETAR da Ribeira da Vinha, que permita a desinfecção do efluente tratado de acordo com os valores recomendados para rega sem restrições, como por exemplo radiações por UV;
- Criação de um sistema de tratamento das lamas resultantes do processo de tratamento;
- Desenvolvimento de ações de sensibilização e formação para os agricultores beneficiados pelo projeto PARI, quanto aos riscos da utilização de técnicas de rega por alagamento e do cultivo de culturas consumidas frescas;
- Realização de um estudo de avaliação das eventuais causas da elevada salinidade das águas residuais afluentes à ETAR da Ribeira da Vinha, que inclua a modelação e campanha experimental de medição dos valores de condutividade elétrica ao longo da zona costeira da rede de drenagem de águas residuais e da entrada da ETAR;
- Realização de um estudo epidemiológico dos efeitos do consumo das culturas consumidas cruas, provenientes do perímetro de rega do projeto PARI;
- Realização de um estudo experimental de avaliação do efeito do efluente tratado da ETAR da Ribeira da Vinha sobre culturas e sobre o solo;

- Estudo aprofundado do desempenho da nova linha de tratamento da ETAR da Ribeira da Vinha.

A implementação de um projeto de reutilização das águas residuais tratadas para a produção de água para consumo constitui, ainda, uma realidade longínqua na ilha de São Vicente devido aos poucos recursos económicos do país e às atuais limitações que se colocam na implementação desta prática, nomeadamente, informações deficitárias sobre os compostos químicos emergentes, especialmente a nível dos efeitos toxicológicos, inexistência de normas/critérios de reutilização potável direta e a aceitação pública. No entanto, tendo em conta a situação, atual, de escassez de recursos hídricos da ilha/país, a reutilização potável direta poderá constituir uma alternativa sustentável para o desenvolvimento de recursos hídricos, tendo em conta a viabilidade técnica desta prática, para tal, recomenda-se:

- Monitorização contínua e fiável da qualidade do efluente tratado da ETAR de Ribeira da Vinha tendo em conta parâmetros importantes do ponto de vista da qualidade de água para consumo;
- Desenvolvimento de estudos pilotos de forma a determinar o tipo de membrana de OI e NF, que mais se adequa às características das águas residuais tratadas e à qualidade pretendida;
- Promover o enquadramento legal e institucional da reutilização de águas residuais tratadas em Cabo Verde;
- Estudo da perceção pública do projeto e desenvolvimento de ações de informação e sensibilização, sobre esta prática tendo como público-alvo a população em geral;
- Capacitação de técnicos;
- Realização de mais estudos de contribuição para análise da viabilidade de reutilização potável direta do efluente tratado da ETAR da Ribeira da Vinha;
- Estudo da viabilidade de implementação de processos de membrana utilizando fontes de energias renováveis.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abdel-Jawad, M., Ebrahim, S., A1-Tabtabaei, M., & Al-Shammari, S. (1999). Advanced technologies for municipal wastewater purification : technical and economic assessment, 9164(99).
- ABDEL-RAHMAN, M. H. M., ALI, R. M., & SAID, H. A. (2005). Alleviation of NaCl-induced Effects on *Chlorella vulgaris* and *Chlorococcum humicola* by Riboflavin Application, (1948), 58–62.
- Abdel-Raouf, N., Al-Homaidan, a. a., & Ibraheem, I. B. M. (2012). Microalgae and wastewater treatment. *Saudi Journal of Biological Sciences*, 19(3), 257–275. <https://doi.org/10.1016/j.sjbs.2012.04.005>
- Abdessemed, D., & Nezzal, G. (2002). Treatment of primary effluent by coagulation-adsorption-ultrafiltration for reuse. *Desalination*, 152, 367–373.
- Adenan, S. N., Yusoff, F. M., & Shariff, M. (2013). Effect of Salinity and Temperature on the Growth of Diatoms and Green Algae. *Journal of Fisheries and Aquatic Science*, 8(2), 397–404.
- Agoas, I. O. F. (2008). *Utilização de origens de Água com Qualidade Inferior a A3 na produção de Água para Consumo Humano*. Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa.
- Águabrava, S. A. (2017). No Titl. Retrieved October 26, 2017, from <http://www.aguabrava.cv/pages/359>
- Ahmad, F., Khan, A. U., & Yasar, A. (2013). THE POTENTIAL OF *Chlorella vulgaris* FOR WASTEWATER TREATMENT AND BIODIESEL PRODUCTION. *Pak. J. Bot.*, 45(January), 461–465.
- Al-Hashimi, M. A. I., & Hussain, H. T. (2013). Stabilization pond for wastewater treatment. *European Scientific Journal May*, 9(14), 1857–7881.
- Alexander Szabo, & Engle, O. (2010). *Upgrading alternatives for a wastewater treatment pond in Johor Bahru, Malaysia*. Lund University.
- Alturki, A. A., Tadkaew, N., McDonald, J. A., Khan, S. J., Price, W. E., & Nghiem, L. D. (2010). Combining MBR and NF/RO membrane filtration for the removal of trace organics in indirect potable water reuse applications. *Journal of Membrane Science*, 365(1–2), 206–215. <https://doi.org/10.1016/j.memsci.2010.09.008>
- Alvensleben, N. von, Stookey, K., Magnusson, M., & Heimann, K. (2013). Salinity tolerance of *Picochlorum atomus* and the use of salinity for contamination control by the freshwater cyanobacterium *Pseudanabaena limnetica*. *PloS One*, 8(5), e63569. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0063569>
- Alves, G. J. (2013). *Aplicação dos Sistemas de Informação Geográfica nas energias renováveis: o potencial da energia solar na ilha de São Vicente – Cabo Verde*. Universidade do Porto.

- Alves, N. J. D. (2008). *Implementação de sistema de reutilização de águas residuais urbanas para rega de zonas verdes com elevado contacto humano*. Universidad Nova de Lisboa- Faculdade de Ciências e Tecnologia.
- Alyabyev, A., Andreyeva, I., & Rachimova, G. (2011). Influence of pH shift and salting on the energetics of microalgae *Chlorella vulgaris* and *Dunaliella maritima*. *Journal of Thermal Analysis and Calorimetry*, 104(1), 201–207. <https://doi.org/10.1007/s10973-010-1247-1>
- Alyabyev, A. J., Loseva, N. L., Gordon, L. K., Andreyeva, I. N., Rachimova, G. G., Tribunskih, V. I., ... Kemp, R. B. (2007). The effect of changes in salinity on the energy yielding processes of *Chlorella vulgaris* and *Dunaliella maritima* cells. *Thermochimica Acta*, 458(1–2), 65–70. <https://doi.org/10.1016/j.tca.2007.03.003>
- Amaral, I. (2007). *Santiago de Cabo Verde: A terra e os homens*. (U. do Algarve, Ed.).
- American Water Works Association. (1996). *American Water Works Association Water Treatment Membrane Processes*. (J. Mallevialle, P. E. Odendaal, & M. R. Wiesner, Eds.) (1st ed.). New York: McGraw- Hill. *Water Treatment Membrane Processes*. (J. Mallevialle, P. E. Odendaal, & M. R. Wiesner, Eds.) (1st ed.). New York: McGraw- Hill.
- ANAS. (2017). *Abordagens e Metodologia de Comunicação para Mudança de Comportamentos em Água, Sanamento*. Praia, Cabo Verde.
- ANAS. (2017). Quadro institucional do setor da água e saneamento em Cabo Verde. In *Pontes e Parceiros nos Países de Língua portuguesa*. Santarém.
- APHA, AWWA, & WEF. (1999). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. (L. S. Clesceri, A. E. Greenberg, & A. D. Eaton, Eds.), *Health laboratory science* (20ª, Vol. 4). Retrieved from <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/17489283>
- AQUAREC. (2006). *Handbook on feasibility studies for water reuse systems*. (AQUAREC, Ed.).
- ARE. (2017). Tarifa de água da ELECTRA. Retrieved November 13, 2017, from http://www.are.cv/images/stories/combustiveis/tab2jun2017-tarifas_de_gua_para_electra.pdf
- Ariesyady, H. D., Fadilah, R., Kurniasih, K., Sulaeman, A., & Kardena, E. (2016). The Distribution of Microalgae in a Stabilization Pond System of a Domestic Wastewater Treatment Plant in a Tropical Environment (Case Study: Bojongsoang Wastewater Treatment Plant). *Journal of Engineering and Technological Sciences*, 48(1), 86–98. <https://doi.org/10.5614/j.eng.technol.sci.2016.48.1.7>
- Asano, T. (2002a). Science and Health/Indirect Potable Reuse. In *State Recycled Water Task Force* (pp. 1–6). California, USA: Department of Water Resources/ State Water Resources Control Board/ Department of Health Services.
- Asano, T. (2002b). Water From (Waste) Water - The Dependable Water Resource. *Water Science and Technology*, 45(8), 23–34.

- Asano, T., & Bahri, A. (2011). Global challenges to wastewater reclamation and reuse. In J. Lundqvist (Ed.), *On the Water Front: Selections from the 2010 World Water Week in Stockholm* (pp. 64–72). Stockholm: Stockholm International Water Institute (SIWI).
- Asano, T., Burton, F. L., Leverenz, H. L., Tsuchihashi, R., & Tchobanoglous, G. (2007). *Water Reuse: Issues, Technologies, and Applications*. (McGraw-Hill, Ed.) (1 st). New York, USA: Metcalf & Eddy, Inc.
- ASCE. (1998). *Sustainability Criteria for Water Resources Systems*. (Task Committee on Sustainability Criteria, Water Resources Planning and Management Division, A. S. of C. E. and the W. G. of U. I. Project, & M-4.3, Eds.). Reston, VA.
- Azaïs, A., Mendret, J., Gassara, S., Petit, E., Deratani, A., & Brosillon, S. (2014). Nanofiltration for wastewater reuse: Counteractive effects of fouling and matrice on the rejection of pharmaceutical active compounds. *Separation and Purification Technology*, 133, 313–327. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2014.07.007>
- Baker, R. W. (2004). *MEMBRANE TECHNOLOGY AND APPLICATIONS* (2nd ed.). California: John Wiley & Sons, Ltd.
- Barghbani, R., Rezaei, K., & Javanshir, A. (2012). Investigating the Effects of Several Parameters on the Growth of *Chlorella vulgaris* Using Taguchi ' s Experimental Approach, 128–133.
- Bashan, L. E., Hernandez, J.-P., Morey, T., & Bashan, Y. (2004). Microalgae growth-promoting bacteria as “helpers” for microalgae: a novel approach for removing ammonium and phosphorus from municipal wastewater. *Water Research*, 38(2), 466–74. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2003.09.022>
- Basic-Principles-of-Membrane-Technology-by-Marcel-Mulder-3.pdf. (n.d.).
- Batterton, J. C., & Van Baalen, C. (1971). Growth responses of blue-green algae to sodium chloride concentration. *Archiv Für Mikrobiologie*, 76(2), 151–65. Retrieved from <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/4994861>
- Bautista, E. (2016). *Caraterizacion de las aguas residuales en Cabo Verde, con diseno de una instalacion de tratamiento terciario*. Escuela de Ingenieros Industriales y Civiles.
- Bellona, C., Heil, D., Yu, C., Fu, P., & Drewes, J. E. (2012). The pros and cons of using nanofiltration in lieu of reverse osmosis for indirect potable reuse applications. *Separation and Purification Technology*, 85, 69–76. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2011.09.046>
- Beyerinck, M. W. (1890). Culturversuche mit Zoochlorellen, Lichenengonidien und anderen niederen Algen. *Botanische Zeitung*, (47), 725–739, 741–754, 757–768, 781–785.
- Bhattacharya, P., Sarkar, S., Ghosh, S., Majumdar, S., Mukhopadhyay, A., & Bandyopadhyay, S. (2013). Potential of ceramic microfiltration and ultrafiltration membranes for the treatment of gray water for an effective reuse. *Desalination and Water Treatment*, 51(22–24), 4323–4332.

<https://doi.org/10.1080/19443994.2013.770198>

- Bixio, D., Heyder, B. De, Cikurel, H., Muston, M., Miska, V., Joksimovic, D., ... Thoeye, C. (2005). Municipal wastewater reclamation: where do we stand? An overview of treatment technology and management practice. *Water Science and Technology: Water Supply*, 15(1), 77–86.
- Bixio, D., Thoeye, C., De Koning, J., Joksimovic, D., Savic, D., Wintgens, T., & Melin, T. (2006). Wastewater reuse in Europe. *Desalination*, 187(1–3), 89–101. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2005.04.070>
- Bixio, D., Thoeye, C., Wintgens, T., Ravazzini, a., Miska, V., Muston, M., ... Melin, T. (2008). Water reclamation and reuse: implementation and management issues. *Desalination*, 218(1–3), 13–23. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2006.10.039>
- BO. (2010). *Boletim Oficial* (I No. 45). Praia, Cabo Verde.
- Bohnert, H. J., Nelson, D. E., & Jensen, R. G. (1995). Adaptations to Environmental Stresses. *The Plant Cell*, 7(7), 1099–1111. <https://doi.org/10.1105/tpc.7.7.1099>
- Borowitzka, M. A. (2005). Algal Culturing Techniques. In R. A. Andersen (Ed.) (pp. 205–218). Burlington, USA: Elsevier Academic Press.
- Boucher, M., Jackson, T., Mendoza, I., & Snyder, K. (2011). *Public Perception of Windhoek's Drinking Water and its Sustainable Future*. Windhoek, Namibia.
- Brown, L. M. (1982). Photosynthetic and growth responses to salinity in a marine isolate of *Nannochloris bacillaris* (Chlorophyceae). *Journal of Phycology*, 18, 483–488.
- Bui, K. (2012). *Ecological study of a large scale treatment pond system in Ho Chi Minh City (Vietnam)*.
- Butler, D., & Davies, J. W. (2004). *Urban Drainage* (2nd editio). London.
- Cai, T., Park, S. Y., & Li, Y. (2013). Nutrient recovery from wastewater streams by microalgae: Status and prospects. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 19, 360–369. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2012.11.030>
- California Potable Reuse Committee. (1996). *A Proposed Framework for regulating the Indirect Potable Reuse of Advanced Treated Reclaimed Water by Surface Water Augmentation in California*. Sacramento, California.
- Campos, A. (2010). *A Água , Género e Desenvolvimento*. Lisboa, Portugal.
- Cardoso, J. P. R. (2010). *Definição de uma Política de Água Sustentável em Portugal: proposta de Modelo Financeiro*. Universidade de Aveiro.
- Carlson, C. A., & Ducklow, H. W. (1996). Growth of bacterioplankton and consumption of dissolved organic carbon in the Sargasso Sea. *Aquatic Microbial Ecology*, 10(1), 69–85. <https://doi.org/10.3354/ame010069>

- Carlsson, P., Granéli, E., Granéli, W., Rodriguez, E. G., de Carvalho, W. F., Brutemark, A., & Lindehoff, E. (2012). Bacterial and phytoplankton nutrient limitation in tropical marine waters, and a coastal lake in Brazil. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 418–419, 37–45. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2012.03.012>
- Chenoweth, J. (2008). A re-assessment of indicators of national water scarcity. *Water International*, 33(1), 5–18. <https://doi.org/10.1080/02508060801927994>
- Chinnasamy, S., Ramakrishnan, B., Bhatnagar, A., & Das, K. C. (2009). Biomass production potential of a wastewater alga *Chlorella vulgaris* ARC 1 under elevated levels of CO₂ and temperature. *International Journal of Molecular Sciences*, 10(2), 518–532. <https://doi.org/10.3390/ijms10020518>
- Choi, B. G., Kim, D. I., & Hong, S. (2016). Fouling evaluation and mechanisms in a FO-RO hybrid process for direct potable reuse. *Journal of Membrane Science*, 520, 89–98. <https://doi.org/10.1016/j.memsci.2016.07.035>
- Choi, T. S., Kang, E. J., Kim, J., & Kim, K. Y. (2010). Effect of salinity on growth and nutrient uptake of *Ulva pertusa* (Chlorophyta) from an eelgrass bed. *ALGAE*, 25(1), 17–26. <https://doi.org/10.4490/algae.2010.25.1.17>
- Chokshi, K., Pancha, I., Trivedi, K., George, B., Maurya, R., Ghosh, A., & Mishra, S. (2015). Biofuel potential of the newly isolated microalgae *Acutodesmus dimorphus* under temperature induced oxidative stress conditions. *Bioresource Technology*, 180, 162–171. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.12.102>
- Chokschart, P., Héran, M., & Grasmick, A. (2002). Ultrafiltration enhanced by coagulation in an immersed membrane system. *Desalination*, (145(1-3)), 265–272.
- Chon, K., Cho, J., Shon, H. K., & Chon, K. (2012). Advanced characterization of organic foulants of ultrafiltration and reverse osmosis from water reclamation. *Desalination*, 301, 59–66. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2012.06.011>
- Chon, K., KyongShon, H., & Cho, J. (2012). Membrane bioreactor and nanofiltration hybrid system for reclamation of municipal wastewater: Removal of nutrients, organic matter and micropollutants. *Bioresource Technology*, 122, 181–188. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.04.048>
- Chon, K., Sarp, S., Lee, S., Lee, J. H., Lopez-Ramirez, J. A., & Cho, J. (2011). Evaluation of a membrane bioreactor and nanofiltration for municipal wastewater reclamation: Trace contaminant control and fouling mitigation. *Desalination*, 272(1–3), 128–134. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2011.01.002>
- Clever, M., Jordt, F., Knauf, R., Raebiger, N., Ruedebusch, M., & Hilker-Scheibel, R. (2000). Process water production from river water by ultrafiltration and reverse osmosis. *Desalination*, 131(1–3), 325–336. [https://doi.org/10.1016/S0011-9164\(00\)90031-6](https://doi.org/10.1016/S0011-9164(00)90031-6)

- Coggins, L. X., Ghisalberti, M., & Ghadouani, A. (2016). Sludge accumulation and distribution impact the hydraulic performance in waste stabilisation ponds. *Water Research*, 110, 354–365. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.11.031>
- Collos, Y. (1998). Nitrate uptake, nitrite release and uptake, and new production estimates. *Marine Ecology Progress Series*, 171, 293–301. <https://doi.org/10.3354/meps171293>
- CPE. (2010). *Plano Nacional de Saneamento Básico*. Praia, Cabo Verde.
- Crites, R. W., Middlebrooks, J., & Reed, S. (2006). *Natural Wastewater Treatment Systems*.
- CROMAR, N., FALLOWFIELD, H., & MARTIN, N. (1996). Influence of environmental parameters on biomass production and nutrient removal in a high rate algal pond operated by continuous culture. *Water Science and Technology*, 34(11), 133–140. [https://doi.org/10.1016/S0273-1223\(96\)00830-X](https://doi.org/10.1016/S0273-1223(96)00830-X)
- Crook, J. (2010). *Regulatory Aspects of Direct Potable Reuse*. Fountain Valley, California.
- Crook, J., Bull, R., Collins, H. F., Cotruvo, J. A., & Jakubowski, W. (2013). *Examining the Criteria for Direct Potable Reuse*. Fountain Valley, California.
- CWT. (2004). Electrical conductivity/salinity Fact Sheet, FS- 3.1.3.0(EC). In C. S. W. Division of Water Quality & R. C. B. (SWRCB) (Eds.), *The Clean Water Team Guidance Compendium for Watershed Monitoring and Assessment, Version 2.0*. Sacramento, CA.
- Davood Abadi Farahani, M. H., Borghei, S. M., & Vatanpour, V. (2016). Recovery of cooling tower blowdown water for reuse: The investigation of different types of pretreatment prior nanofiltration and reverse osmosis. *Journal of Water Process Engineering*, 10, 188–199. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2016.01.011>
- DGA. (2009). *Plano de Acção Nacional para o Ambiente II*. Praia, Cabo Verde.
- Dillaha, T. A., & J.Zolan, W. (1983). *The effects of inscreased salinity levels on the reaction rates of biological wastewater treatment*.
- Dinis, M. A., Monteiro, Á., & Boaventura, R. (1994). O tratamento de águas residuais: O papel das microalgas. *Revista Da Faculdade de Ciência E Tecnologia*, 1, 41–54. <https://doi.org/http://hdl.handle.net/10284/557>
- Drinan, J. E. (2001). Water and Wastewater Treatment A Guide for the Nonengineering Professional. *Water and Wastewater Treatment: A Guide for the Nonengineering Professional.*, 20–35. <https://doi.org/doi:10.1201/b12354-7>
- du Pisani, P. L. (2006). Direct reclamation of potable water at Windhoek's Goreangab reclamation plant. *Desalination*, 188(1–3), 79–88. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2005.04.104>
- Dugan, B. (2014). Turning the Tide of Public Perception. *World Water: Water Reuse & Desalination*, 21–24.

Contributo das Águas Subterrâneas. Universidade do Minho.

- Garcia, N., Moreno, J., Cartmell, E., Rodriguez-Roda, I., & Judd, S. (2011). The application of microfiltration-reverse osmosis/nanofiltration to trace organics removal for municipal wastewater reuse. *Water Research*, 39(1–3), 2439–2451. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2005.12.052>
- Gerrity, D., Pecson, B., Trussell, R. S., & Trussell, R. R. (2013). Potable reuse treatment trains throughout the world. *Journal of Water Supply: Research and Technology—AQUA*, 62(6), 321. <https://doi.org/10.2166/aqua.2013.041>
- Gill, P. K., Sharma, A. D., Singh, P., & Bhullar, S. S. (2002). Osmotic Stress-Induced Changes in Germination , Growth and Soluble Sugar Content of Sorghum Bicolor (L .) Moench Seeds. *Growth (Lakeland)*, 28(January 2002), 12–25. <https://doi.org/10.1023/A:1024252222376>
- Goldman, J. C., Azov, Y., Riley, C. B., & Dennett, M. R. (1982). The effect of pH in intensive microalgal cultures. I. Biomass regulation. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 57(1), 1–13. [https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/0022-0981\(82\)90140-X](https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/0022-0981(82)90140-X)
- Gomez, V., Majamaa, K., Pocurull, E., & Borrull, F. (2012). Determination and occurrence of organic micropollutants in reverse osmosis treatment for advanced water reuse. *Water Science and Technology : A Journal of the International Association on Water Pollution Research*, 66(1), 61–71. <https://doi.org/10.2166/wst.2012.166>
- Gominho, M. F. de A. (2010). *Gestão Dos Recursos Hídricos no Processo de Desenvolvimento Sustentável de Cabo Verde : Uma Proposta*. Instituto Universitário de Lisboa, ISCTE Business School.
- Gonçalves, A. F. F. (2008). *Soluções de Saneamento Aplicadas a Populações de Países em Vias de Desenvolvimento. Caso de Estudo Mindelo-Cabo Verde*. Faculdade de Ciências e Tecnologia. Universidade Nova de Lisboa.
- Gonçalves, A. F. F. (2008). *Soluções de Saneamento Aplicadas a Populações de Países em Vias de Desenvolvimento. Caso de Estudo Mindelo-Cabo Verde*. Faculdade de Ciências e Tecnologia. Universidade Nova de Lisboa.
- Gonçalves, A. I. B. (2011). *Avaliação da Reutilização de Água Residual Tratada para Consumo Humano por Processos de Separação por Membranas*. Faculdade de Ciências e Tecnologias/Universidade Nova de Lisboa.
- Gonçalves, A. M. dos S. M. (2006). *Efeitos ecológicos em espécies de água doce sob stress salino*. Universidade de Coimbra -Faculdade de Ciências e Tecnologias.
- Gonçalves, A. M. M., Figueiredo¹, D. R. de, & Pereira, M. J. (2006). The effects of different salinity concentrations on growth of three freshwater green algae. *Submetido a Fresenius Environmental Bulletin*.
- González, L. E., Cañizares, R. O., & Baena, S. (1997). EFFICIENCY OF AMMONIA AND

- PHOSPHORUS REMOVAL FROM A COLOMBIAN AGROINDUSTRIAL WASTEWATER BY THE MICROALGAE *Chlorella vulgaris* AND *SCENEDESMUS DIMORPHUS*. *Bioresource Technology*, 60, 259–262.
- Goyna, E. F. (1972). *Bassins de Stabilization des Eaux Usées*. Genève: Organization Mondiale de la Santé.
- Gray, M. A. (2004). Determination of hydraulic and treatment characteristics of three wastewater stabilization ponds in Jamaica, 264.
- Greg, L., Daryl, S., & D, W. (2005). Designer Reclaimed Water. *Water*, 32(6), 75–79.
- Guillard R.R.L. (1962). Salt and osmotic balance. In Academic Press (Ed.), *Physiology and Biochemistry of Algae* (929th ed.). New York and London.
- Günther, P., Naidu, T., & Mey, W. (2009). *EMALAHLENI MINE WATER RECLAMATION PROJECT – KEY LEARNINGS* (No. 5) (Vol. 27).
- Gutiérrez, R., Ferrer, I., González-Molina, A., Salvadó, H., García, J., & Uggetti, E. (2016). Microalgae recycling improves biomass recovery from wastewater treatment high rate algal ponds. *Water Research*, 106, 539–549. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.10.039>
- Haddad, B., Rozin, P., Nemeroff, C., & Slovic, P. (2010). The psychology of water reclamation and reuse: survey findings and research roadmap, 22–23. Retrieved from <http://www.reclaimedwater.net/data/files/153.pdf>
- Hamlyn-Harris, D. (2001). *Review of Health Issues Associated with Potable Reuse of Wastewater (RFT200/00)*. Canberra, Australia.
- Hancock, N. T., Xu, P., Roby, M. J., Gomez, J. D., & Cath, T. Y. (2013). Towards direct potable reuse with forward osmosis: Technical assessment of long-term process performance at the pilot scale. *Journal of Membrane Science*, 445, 34–46. <https://doi.org/10.1016/j.memsci.2013.04.056>
- Held, P., & Raymond, K. (2011). *Determination of Algal Cell Lipids Using Nile Red Using Microplates to Monitor Neutral Lipids in Chlorella Vulgaris* (Biofuel Research). Winooski, VT.
- Hellebust, J. a. (1985). Mechanisms of response to salinity in halotolerant microalgae. *Plant and Soil*, 89(1–3), 69–81. <https://doi.org/10.1007/BF02182234>
- Hermia, J. (1982). Constant pressure blocking filtration laws – application to power-law non-newtonian fluids. *Trans IChemE*, 60(3), 183–187.
- Hilal, N., Al-Zoubi, H., Darwish, N. A., Mohammad, A. W., & Abu Arabi, M. (2004). A comprehensive review of nanofiltration membranes: Treatment, pretreatment, modelling, and atomic force microscopy. *Desalination*, 170(3), 281–308. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2004.01.007>
- Hiremath, S., & Mathad, P. (2010). Impact of Salinity on the Physiological and Biochemical Traits of *Chlorella*, 1(2), 51–59.

- Hodgson, I. O. (2007). Performance of the Akosombo waste stabilization ponds in Ghana. *Ghana Journal of Science*, 47, 35–44.
- Hosetti, B., & Frost, S. (1998). A Review of the Control of Biological Waste Treatment in Stabilization Ponds. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 28(2), 193–218. <https://doi.org/10.1080/10643389891254205>
- Howard, G., & Bartram, J. (2003). Domestic Water Quantity , Service Level and Health. *World Health*, 90(23), 39. <https://doi.org/10.1128/JB.187.23.8156>
- Huo, S., Wang, Z., Zhu, S., Zhou, W., Dong, R., & Yuan, Z. (2012). Cultivation of *Chlorella zofingiensis* in bench-scale outdoor ponds by regulation of pH using dairy wastewater in winter, South China. *Bioresource Technology*, 121, 76–82. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.07.012>
- Incharoensakdi, A., & Wangsupa, J. (2003). Nitrate Uptake by the Halotolerant Cyanobacterium *Aphanotheca halophytica* Grown Under Non-Stress and Salt-Stress Conditions. *Current Microbiology*, 47(3), 255–259. <https://doi.org/10.1007/s00284-002-4000-6>
- INE. (2007). *Questionário Unificado de Indicadores Básicos de Bem- Estar*. Praia, Cabo Verde.
- INE. (2013). No Title.
- INE. (2016). *Inquérito Multi-Objetivo Contínuo- Estatísticas das Famílias e Condições de vida*. Praia, Cabo Verde.
- INGRH. (2000). *Visão Nacional sobre a Água , a Vida e o Ambiente: No horizonte 2025*. Praia, Cabo Verde.
- INGRH. (2003). *Política Nacional de Saneamento*. Praia, Cabo Verde.
- INGRH. (2010). *Plano de Ação de Gestão Integrada de Recursos Hídricos I*. Praia, Cabo Verde.
- INMG. (2000). *Primeira Comunicação Nacional de Cabo Verde para as Mudanças Climáticas*. Praia, Cabo Verde.
- INMG. (2007). *Programa de Acção Nacional de Adaptação às Mudanças Climáticas 2008-2012*. Praia, Cabo Verde.
- INMG. (2010). *Segunda Comunicação Nacional de Cabo Verde para as Mudanças Climáticas*. Praia, Cabo Verde.
- INMG. (2015). *Produto Interno Bruto por Ilha (Série 2007-2013)*. Praia, Cabo Verde.
- Isaacson, M., & Sayed, A. R. (1988). Health aspects of the use of recycled water in Windhoek , SWA / Namibia , 73(May), 596–599.
- IWMI. (2007). *Water for Food, Water for Life: A Comprehensive Assessment of Water Management is available*. (D. Molden, Ed.). London: Earthscan.

- Jacangelo, J. G., & Adham, S. S. (1995). Mechanism of Cryptosporidium, giardia, and MS2 virus removal by MF and UF, (September), 107–121.
- Jalal, K. C. ., Alam, M. Z., Matin, W. A., Kamaruzzaman, B. Y., Akbar, J., & Hossain, T. (2011). REMOVAL OF NITRATE AND PHOSPHATE FROM MUNICIPAL WASTEWATER SLUDGE BY *Chlorella vulgaris*, SPIRULINA PLATENSIS AND SCENEDESMUS QUADRICAUDA, 12(4), 125–132.
- Joint, I., Hendrikson, P., Fonnes, G. A., Bourne, D., Thingstad, T. F., & Rieman, B. (2002). Competition for inorganic nutrients between phytoplankton and bacterioplankton in nutrient manipulated mesocosms. *Aquatic Microbial Ecology*, 29(Ryther 1969), 145–159. <https://doi.org/10.3354/ame029145>
- Karabelas, a. J., Kostoglou, M., & Koutsou, C. P. (2015). Modeling of spiral wound membrane desalination modules and plants – review and research priorities. *Desalination*, 356, 165–186. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2014.10.002>
- Kayombo, S., Mbwette, T. S. ., Mayo, a. ., Katima, J. H. ., & Jorgensen, S. . (2000). Modelling diurnal variation of dissolved oxygen in waste stabilization ponds. *Ecological Modelling*, 127(1), 21–31. [https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(99\)00196-9](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(99)00196-9)
- Kayombo, S., Mbwette, T. S. A., Katima, J. H. ., Ladegaard, N., & Jørgensen, S. E. (2005). *Waste stabilization ponds and constructed wetlands design manual*. WSP & CW Research Project. Copenhagen.
- Khalil, Z. I., & Asker, M. M. S. (2010). Effect of pH on growth and biochemical responses of *Dunaliella bardawil* and *Chlorella ellipsoidea*, 1225–1231. <https://doi.org/10.1007/s11274-009-0292-z>
- Khan, S. (2013). *Drinking Water Through Recycling: The benefits and costs of supplying direct to the distribution system*. Melbourne Victoria, Australia.
- Khengaoui, K., Mahammed, M. H., Touil, Y., & Amrane, A. (2015). Influence of Secondary Salinity Wastewater on the Efficiency of Biological Treatment of Sand Filter. *Energy Procedia*, 74, 398–403. <https://doi.org/10.1016/j.egypro.2015.07.636>
- Kronzucker, H. J., Glass, A. J., & Yaeesh Siddiqi M. (1999). Inhibition of nitrate uptake by ammonium in barley. Analysis Of component fluxes. *Plant Physiology*, 120(1), 283–92. Retrieved from <http://www.pubmedcentral.nih.gov/articlerender.fcgi?artid=59260&tool=pmcentrez&rendertype=abstract>
- Kumar, N., & Sinha, D. K. (2010). Drinking water quality management through correlation studies among various physicochemical parameters: A case study. *International Journal of Environmental Sciences*, 2(1), 253–259.
- Kurt, E., Koseoglu-Imer, D. Y., Dizge, N., Chellam, S., & Koyuncu, I. (2012). Pilot-scale evaluation of nanofiltration and reverse osmosis for process reuse of segregated textile dyewash wastewater.

- Desalination*, 302, 24–32. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2012.05.019>
- Lahnsteiner, J., & Lempert, G. (2007). Water management in Windhoek, Namibia. *Water Science & Technology*, 55(1–2), 441. <https://doi.org/10.2166/wst.2007.022>
- Lahnsteiner, J., van Rensburg, P., & Esterhuizen, J. (2017). Direct potable reuse – a feasible water management option. *Journal of Water Reuse and Desalination*. <https://doi.org/10.2166/wrd.2017.172>
- Langelier, W. F. (1936). The analytical control of anti-corrosion water treatment. *American Water Works Association*, 28(10), 1500–1521.
- Leitão, A. E., Rodrigues, A. C., & Henriques, A. G. (1996). Uma Nova Visão para o Planeamento e Gestão dos Recursos Hídricos Portugueses no Início do Século XXI. Lisboa.
- Leverenz, H. L., Tchobanoglous, G., & Asano, T. (2011). Direct potable reuse: a future imperative. *Journal of Water Reuse and Desalination*, 1(1), 2. <https://doi.org/10.2166/wrd.2011.000>
- Lim, S.-L., Chu, W.-L., & Phang, S.-M. (2010). Use of *Chlorella vulgaris* for bioremediation of textile wastewater. *Bioresource Technology*, 101(19), 7314–22. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.04.092>
- Livingston, E. (2011). *No Title*.
- López, C. E., Castro, J. M., González, V., Gonzalez, E., Pérez, J., Seco, H. M., & Fernández, J. M. (1998). Determination of metal ions in algal solution samples by capillary electrophoresis. *Journal of Chromatographic Science*, 36(7), 352–6. Retrieved from <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/9679302>
- Mahassen, M., El-Deeb, G., El-Senousy, W. M., Abdel-Aatty, A. M., & Mohammed, K. (2008). Performance evaluation of a waste stabilization pond in a rural area in Egypt. *American Journal of Environmental Sciences*, 4, 16–25.
- Mansouri, B., Ebrahimpour, M., & Baramaki, R. (2011). Seasonal differences in treatment efficiency of a set of stabilization ponds in a semi-arid region. *Toxicological & Environmental Chemistry*, 93(10), 1918–1924. <https://doi.org/10.1080/02772248.2011.613835>
- Mara, D. (2004). *Domestic wastewater treatment in developping countries* (First). London: Earthscan. <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>
- Mara, D. (2009). Waste stabilization ponds: Past, present and future. *Desalination and Water Treatment*, 4(1–3), 85–88. <https://doi.org/10.5004/dwt.2009.359>
- Mara, D. D. (2000). The production of microbiologically safe effluents for wastewater reuse in the Middle East and North africa. *Water Air and Soil Pollution*, 123(1–4), 595–603.
- Mara, D., & Pearson, H. (1998). *Design manual for waste stabilization ponds in Mediterranean countries*. Copenhagen: WHO.

- Marais, G. v R. (1974). Faecal Bacterial Kinetics in Waste Stabilization Ponds. *Journal of the Environmental Engineering Division*, 100(EE1), 119–139.
- Marais, G. V. (1966). New factors in the design, operation and performance of waste-stabilization ponds. *Bulletin of the World Health Organization*, 34(5), 737–763.
- MARECOS do MONTE, M. H. (2007). WATER REUSE IN EUROPE. *E-Water (European Water Association)*, 1–18.
- Marks, J. S. (2006). Taking the public seriously: The case of potable and non potable reuse. *Desalination*, 187(1–3), 137–147. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2005.04.074>
- Marrecos do Monte, H., & Albuquerque, A. (2010). *Reutilização de Águas Residuais*. (Ersar, Ed.). Lisboa, Portugal: ERSAR.
- Martínez, M. E., Sánchez, S., Jiménez, J. M., & Muñoz, L. (2000). Nitrogen and phosphorus removal from urban wastewater by the microalga *Scenedesmus obliquus*. *Bioresource Technology*, 73.
- Martins, B., & Rebelo, F. (2009). Erosão e Paisagem em São Vicente e São Antão (Cabo Verde). O Risco de Desertificação. *Territorium* 16.
- Masoudnia, K., Raisi, A., Aroujalian, A., & Fathizadeh, M. (2015). A hybrid microfiltration/ultrafiltration membrane process for treatment of oily wastewater. *Desalination and Water Treatment*, 55(4), 901–912. <https://doi.org/10.1080/19443994.2014.922501>
- Matos, J., Matos, R., Santos, A., & Ferreira, F. (2017). *DIAGNÓSTICO E PROPOSTA DE SOLUÇÕES PARA O SISTEMA DE ÁGUAS RESIDUAIS DO LAZARETO E IMPACTO*.
- Matsuda, K. (2004). Revision of Drinking Water Quality Standards in Japan. Retrieved from <http://scholar.google.com/scholar?hl=en&btnG=Search&q=intitle:Revision+of+Drinking+Water+Quality+Standards+in+Japan#5>
- Mayo, A. W. (1997). Effects of temperature and pH on the kenetic growth of unialga *Chlorella vulgaris* cultures containing bacteria. *Water Environment Research*, 69(1), 64–72.
- Mayo, A. W., & Abbas, M. (2014). Removal mechanisms of nitrogen in waste stabilization ponds. *Physics and Chemistry of the Earth*, 72–75, 77–82. <https://doi.org/10.1016/j.pce.2014.09.011>
- Mayo, A. W., & Noike, T. (1996). Effects of temperature and pH on the growth of heterotrophic bacteria in waste stabilization ponds. *Water Research*, 30(2), 447–455. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(95\)00150-6](https://doi.org/10.1016/0043-1354(95)00150-6)
- MCA. (2016). *Boletim Informativo- As obras da segunda fase do Fundo de Água e Saneamento*. Porto.
- Mendes, B., & Oliveira, J. F. (2004). *Qualidade da Água para Consumo Humano*. (ISEL, Ed.). Lisboa.
- Menezes-Benavente, L., Teixeira, F. K., Alvim Kamei, C. L., & Margis-Pinheiro, M. (2004). Salt stress induces altered expression of genes encoding antioxidant enzymes in seedlings of a Brazilian

- indica rice (Oryza sativa L.). *Plant Science*, 166(2), 323–331. <https://doi.org/10.1016/j.plantsci.2003.10.001>
- Menge, J. (2010). Treatment of wastewater for re-use in the drinking water system of Windhoek. *City of Windhoek, Namibia* ([Http://www. Wastewater. Co.](http://www.Wastewater.Co....) Retrieved from <http://www.ewisa.co.za/literature/files/339 Menge.pdf>
- Meseck, S. L., Alix, J. H., & Wikfors, G. H. (2005). Photoperiod and light intensity effects on growth and utilization of nutrients by the aquaculture feed microalga, *Tetraselmis chui* (PLY429). *Aquaculture*, 246(1–4), 393–404. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2005.02.034>
- METCALF & EDDY. (2003). *Wastewater Engineering. Treatment and Reuse*. (Mc Graw-Hill, Ed.) (4th ed.). Lisbon.
- Mezrioui, N. E., & Oudra, B. (1998). Dynamics of picoplankton and microplankton flora in the experimental wastewater stabilization ponds in the arid region of Marrakech, Morocco and cyanobacteria effect on *Escherichia coli* and *Vibrio cholerae* survival. In I.-S. Wong & N. F. Y. Tam (Eds.), *Wastewater Treatment with Algae- Springer*. Verlag and Landes Bioscience,.
- Mikhaylin, S., & Bazinet, L. (2016). Fouling on ion-exchange membranes: Classification, characterization and strategies of prevention and control. *Advances in Colloid and Interface Science*, 229, 34–56. <https://doi.org/10.1016/j.cis.2015.12.006>
- Miller, G. W. (2006). Integrated concepts in water reuse : managing global water needs, 187(February 2005), 65–75. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2005.04.068>
- Min, M., Hu, B., Zhou, W., Li, Y., Chen, P., & Ruan, R. (2012). Mutual influence of light and CO₂ on carbon sequestration via cultivating mixotrophic alga *Auxenochlorella protothecoides* UMN280 in an organic carbon-rich wastewater. *Journal of Applied Phycology*, 24(5), 1099–1105. <https://doi.org/10.1007/s10811-011-9739-3>
- Mohammad, A. W., Teow, Y. H., Ang, W. L., Chung, Y. T., Oatley-Radcliffe, D. L., & Hilal, N. (2015). Nanofiltration membranes review: Recent advances and future prospects. *Desalination*, 356, 226–254. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2014.10.043>
- Moon, J., Park, G., Kim, Y., Yoon, S., Kim, I. S., & Cho, J. (2005). *Comparison of Reverse Osmosis and Nanofiltration Membranes in Wastewater Reclamation for Direct Potable Use*. Gwangju.
- Moreno, M. D. (1995). *Depuración por lagunaje de aguas residuales. Manual de operadores*. Madrid: MPOT.
- Mostafa, S. S. M., Shalaby, E. A., & Mahmoud, G. I. (2012). Cultivating Microalgae in Domestic Wastewater for Biodiesel Production. *Notulae Scientia Biologicae*, 4(1), 56–65.
- Mota Gomes, A. (2007). *Hidrogeologia e recursos hídricos da ilha de Santiago (Cabo Verde)*. Universidade de Aveiro.

- Mozaheb, S. A., Ghaneian, M. T., Ghanizadeh, G. H., & Fallahzadeh, M. (2010). Evaluation of the stabilization ponds performance for municipal wastewater treatment in Yazd, Iran. *Middle-East Journal of Scientific Research* 6: ., 6, 76–82.
- Mukheibir, P. (2010). Water access, water scarcity, and climate change. *Environmental Management*, 45(5), 1027–39. <https://doi.org/10.1007/s00267-010-9474-6>
- Mulder, M. (1997). *Basic Principles of Membrane Technology*. (Klumer Academic Publishers, Ed.) (2nd editio). Germany: Springer.
- Muthukumaran, S., & Baskaran, K. (2014). Comparison of the performance of ceramic microfiltration and ultrafiltration membranes in the reclamation and reuse of secondary wastewater. *Desalination and Water Treatment*, 52(4–6), 670–677. <https://doi.org/10.1080/19443994.2013.826333>
- Naddafi, K., M.S. Hassanvand, E. D. D., Razi, F., Mostofi, S., Kasaei, N., Nabizadeh, R., & Heidari, M. (2009). Performance evaluation of wastewater stabilization ponds in Araki, Iran. *Journal of Environmental Health Science Engineering* ., 6, 41–6.
- National Council Research. (1998). *Issues in Potable Reuse: The Viability of Augmenting Drinking Water Supplies with Reclaimed Water*. Washington, D.C.: NATIONAL ACADEMY PRESS.
- National Research Council. (1998). *Issues in Potable Reuse: The Viability of Augmenting Drinking Water Supplies with Reclaimed Water*. (D. A. DOBBS, Ed.).
- Nellor, M., & Millan, M. (2010). *Public and Political Acceptance of Direct Potable Reuse*. Sacramento, California. Retrieved from http://www.datainstincts.com/images/pdf/DPR_White_Paper_Public_Accept.pdf
- Nichols, H. W., & Bold, H. C. (1965). *Trichosarcina polymorpha* gen. et sp. nov. *J. Phycol.*, 1, 34–8.
- Nishi, L., Vieira, A. M. S., Vieira, M. F., Silva, G. F., & Bergamasco, R. (2012). Application of hybrid process of coagulation/flocculation and membrane filtration for the removal of protozoan parasites from water. *Procedia Engineering*, 42(August), 148–160. <https://doi.org/10.1016/j.proeng.2012.07.405>
- Oke, I. A., Otun, J. A., Okuofu, C. A., & Olarinoye, N. O. (2006). Efficacy of a biological treatment plant at Ahmadu Bello University Zaria, Nigeria. *Research Journal of Agriculture and Biological Sciences*, 2, 452–9.
- Oliveira, J. F. D. S. (1995). *A Lagunagem em Portugal Conceitos Básicos e Aplicações Práticas*. Lisboa, Portugal: Edições Universitárias Lusófonas, Lda.
- Omata, T. (1995). Structure, function and regulation of the nitrate transport system of the cyanobacterium *Synechococcus* sp. PCC7942. *Plant & Cell Physiology*, 36(207–13).
- Ozgun, H., Ersahin, M. E., Erdem, S., Atay, B., Kose, B., Kaya, R., ... Koyuncu, I. (2013). Effects of

- the pre-treatment alternatives on the treatment of oil-gas field produced water by nanofiltration and reverse osmosis membranes. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 88(8), 1576–1583. <https://doi.org/10.1002/jctb.4007>
- Padowski, J. C., & Jawitz, J. W. (2009). The Future of Global Water Scarcity: Policy Opportunities. *The Whitehead Journal of Diplomacy and International Relations*, 99–114.
- Pak Water Care Services. (2010). Membrane Filtration Spectrum. Retrieved January 24, 2017, from <https://pakwatercare.wordpress.com/2010/08/22/membrane-filtration-spectrum/>
- Palinska, K. A., & Surosz, W. (2014). Taxonomy of cyanobacteria: A contribution to consensus approach. *Hydrobiologia*, 740(1), 1–11. <https://doi.org/10.1007/s10750-014-1971-9>
- Palmer, C. M. (1969). A composite rating of algae tolerating organic pollution. *Journal of Phycology*, (5), 78–82.
- Pancha, I., Chokshi, K., Maurya, R., Trivedi, K., Patidar, S. K., Ghosh, A., & Mishra, S. (2015). Salinity induced oxidative stress enhanced biofuel production potential of microalgae *Scenedesmus* sp. CCNM 1077. *Bioresource Technology*, 189, 341–348. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.04.017>
- Pandit, P. R., Fulekar, M. H., & Karuna, M. S. L. (2017). Effect of salinity stress on growth, lipid productivity, fatty acid composition, and biodiesel properties in *Acutodesmus obliquus* and *Chlorella vulgaris*. *Environmental Science and Pollution Research*. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-8875-y>
- Pearce, G. (2007). Introduction to membranes: Filtration for water and wastewater treatment. *Filtration and Separation*, 44(2), 24–27. [https://doi.org/10.1016/S0015-1882\(07\)70052-6](https://doi.org/10.1016/S0015-1882(07)70052-6)
- Pearson, H. W. (1996). Expanding the horizons of pond technology and application in an environmentally conscious world. *Water Science and Technology*, Volume 33(Issue 7), 1–9.
- Peng, J. feng, Wang, B. zhen, Song, Y. hui, Yuan, P., & Liu, Z. (2007). Adsorption and release of phosphorus in the surface sediment of a wastewater stabilization pond. *Ecological Engineering*, 31(2), 92–97. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2007.06.005>
- Pentair. (2016). Membrane Technology. Retrieved January 24, 2017, from <http://xflow.pentair.com/en/technologies/membrane-technology-in-general>
- Pham, D. T., Everaert, G., Janssens, N., Alvarado, A., Nopens, I., & Goethals, P. L. M. (2014). Algal community analysis in a waste stabilisation pond. *Ecological Engineering*, 73, 302–306. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.09.046>
- Phillips, K. R., Rodrigue, E., & Yucel, M. K. (2013). Water scarcity a potential drain on the Texas economy. *Southwest Economy*, (Q4), 3–7. Retrieved from <http://econpapers.repec.org/RePEc:fip:feddse:00002>

- Pina, A. F. L. (2009). *Hidroquímica e qualidade das águas subterrâneas da ilha de Santiago - Cabo Verde*. Universidade de Aveiro.
- Pinheiro, A. (1998). Gestão dos Recursos Hídricos no Limiar do Século XXI. In *O Desafio das Águas: Segurança Internacional e Desenvolvimento Duradouro* (pp. 147–156). Lisboa, Portugal: Instituto da Defesa Nacional.
- Pinto, M. M. da S. C. (2010). *Cartografia geoquímica da ilha de Santiago com uma densidade de amostragem média/baixa*. Universidade de Aveiro.
- Pitman, G. K. (2002). *Bridging Troubled Waters: Assessing the World Bank Water Resources Strategy*. Washington, DC.
- Plakas, K. V., & Karabelas, A. J. (2012). Removal of pesticides from water by NF and RO membranes - A review. *Desalination*, 287, 255–265. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2011.08.003>
- Po, M., Kaercher, J. D., & Nancarrow, B. E. (2003). *Literature review of factors influencing public perceptions of water reuse*. Retrieved from <http://www.clw.csiro.au/publications/technical2003/tr54-03.pdf>
- Powell, N., Shilton, A. N., Pratt, S., & Chisti, Y. (2008). Factors influencing luxury uptake of phosphorus by microalgae in waste stabilization ponds. *Environmental Science and Technology*, 42(16), 5958–5962. <https://doi.org/10.1021/es703118s>
- Pratesi, C. B. (2017). *Direct Potable Reuse in Small-to-Medium Sized Inland Communities : Lessons Learned for Public Education and Outreach*. University of New Mexico.
- Pratt, C., Shilton, A., Pratt, S., Haverkamp, R. G., & Bolan, N. S. (2007). Phosphorus Removal Mechanisms in Active Slag Filters Treating Waste Stabilization Pond Effluent, 41(9), 3296–3301. <https://doi.org/10.1021/ES062496B>
- Pulido, J. M. O. (2016). A review on the use of membrane technology and fouling control for olive mill wastewater treatment. *Science of the Total Environment*, 563–564, 664–675. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.09.151>
- Pure Water Products, L. (2018). Reverse Osmosis Rejection Percentages. Retrieved September 18, 2018, from <http://www.purewaterproducts.com/articles/ro-rejection-rates>
- Qin, J. J., Wai, M. N., Oo, M. H., & Wong, F. S. (2002). A feasibility study on the treatment and recycling of a wastewater from metal plating. *Journal of Membrane Science*, 208(1–2), 213–221. [https://doi.org/10.1016/S0376-7388\(02\)00263-6](https://doi.org/10.1016/S0376-7388(02)00263-6)
- Queiroz, M. L. S., Torello, C. O., Perhs, S. M. C., Rocha, M. C., Bechara, E. J. H., Morgano, M. a, ... Soares, C. O. (2008). *Chlorella vulgaris* up-modulation of myelossuppression induced by lead: the role of stromal cells. *Food and Chemical Toxicology : An International Journal Published for the British Industrial Biological Research Association*, 46(9), 3147–54. <https://doi.org/10.1016/j.fct.2008.07.005>

- Rahmatiyar, H., Salmani, E. R., Alipour, M. R., Alidadi, H., & Peiravi, R. (2014). Wastewater treatment efficiency in stabilization ponds , Olang treatment. *Iranian Journal of Health, Safety and Environment*, 2(1), 217–223.
- Rajabhandari, B. K., & Annachhatre., A. P. (2004). Anaerobic ponds treatment of starch wastewater: A case study in Thailand. *Bioresource Technology* 95, 95(135–43).
- Ren, X., Zhao, C., Du, S., Wang, T., Luan, Z., Wang, J., & Hou, D. (2010). Fabrication of asymmetric poly (m-phenylene isophthalamide) nanofiltration membrane for chromium(VI) removal. *Journal of Environmental Sciences*, 22(9), 1335–1341. [https://doi.org/10.1016/S1001-0742\(09\)60259-X](https://doi.org/10.1016/S1001-0742(09)60259-X)
- Rijsberman, F. R. (2006). Water scarcity: Fact or fiction? *Agricultural Water Management*, 80(1–3), 5–22. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2005.07.001>
- Rocha, A., Costa, A., & Sanches, R. (2011). Clima e Cenários Climáticos em Cabo Verde e São Tomé e Príncipe. In KSIDS (Ed.), *KSIDS*. Aveiro, Portugal.
- Rocha, J. M. S., Garcia, J. E. C., & Henriques, M. H. F. (2003). Growth aspects of the marine microalga *Nannochloropsis gaditana*. *Biomolecular Engineering*, 20(4–6), 237–242. [https://doi.org/10.1016/S1389-0344\(03\)00061-3](https://doi.org/10.1016/S1389-0344(03)00061-3)
- Rodier, J., Legube, B., & Merlet, N. (2009). *L'Analyse de l' Eau*. (Dunod, Ed.) (9^o). Paris.
- Rodrigues, A. M. F. (1990). *Contribuição para o estudo de lagoas fotossintéticas de alta carga (LFAC) no tratamento de efluentes orgânicos e na produção de biomassa / António Manuel Fernandes Rodrigues*. UNiversidade Nova de Lisboa, Faculdade de Ciências e Tecnológias.
- Rodrigues, M., & Rangeby, M. (1997). *Estudos de Reutilização na Agricultura do Efluente da Estação de Tratamento de Águas Residuais (ETAR) de Ribeira de Vinha em S. Vicente*. Lund.
- Rubio-Fernández, D., & Alejandro Hernández, G. (2016). Evaluation of the incidences of salinity and pH on the biomass, productivity and lipids accumulation in cultures of *Chlorella vulgaris* in a flat plate photobioreactor. *Iteckne*, 13(1), 44–56. Retrieved from http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1692-17982016000100006&lng=en&nrm=iso&tlng=es
- Ruiz-Martinez, A., Garcia, N. M., Romero, I., Seco, A., & Ferrer, J. (2012). Microalgae cultivation in wastewater: Nutrient removal from anaerobic membrane bioreactor effluent. *Bioresource Technology*, 126, 247–253. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.09.022>
- Ruiz, J., Álvarez, P., Arbib, Z., Garrido, C., Barragán, J., & Perales, J. a. (2011). Effect of Nitrogen and Phosphorus Concentration on Their Removal Kinetic in Treated Urban Wastewater by *Chlorella Vulgaris*. *International Journal of Phytoremediation*, 13(9), 884–896. <https://doi.org/10.1080/15226514.2011.573823>
- Russo, D. A. T. M. (2011). *Estudo do crescimento da microalga Chlorella vulgaris numa água residual tratada , sob diferentes condições de fotoperíodo e temperatura*. Universidade Nova de Lisboa,

Faculdade de Ciências e Tecnologia.

- Safi, K. A., Park, J. B. K., & Craggs, R. J. (2016). Partitioning of wastewater treatment high rate algal pond biomass and particulate carbon. *Algal Research*, 19, 77–85. <https://doi.org/10.1016/j.algal.2016.07.017>
- Sakarika, M., & Kornaros, M. (2016). Effect of pH on growth and lipid accumulation kinetics of the microalga *Chlorella vulgaris* grown heterotrophically under sulfur limitation. *Bioresource Technology*, 219, 694–701. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.08.033>
- Salgot, M. (2008). Water reclamation , recycling and reuse : implementation issues, 218(February 2006), 190–197. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2006.09.035>
- Santos, E. A. T. dos. (2013). *As barragens em Cabo Verde: Avaliação dos impactes ambientais, socioeconómicos e culturais. Caso de estudo “ A Barragem do Poilão” Ilha de Santiago.* Faculdade de Ciências Sociais e Humanas- Universidade de Lisboa.
- Saraiva, F. A. de S. (2010). *O Potencial Ecológico no Âmbito da Directiva-Quadro da Água- Conceitos e Metodologias de Definição.* Universidade Nova de Lisboa- Faculdade de Ciências e Tecnologia Departamento de Ciências e Engenharia do Ambiente. Retrieved from Dissertação para a obtenção do grau de Mestre em Engenharia do Ambiente
- SCHROEDER, E., TCHOBANOGLOUS, G., LEVERENZ, H. L., & ASANO, T. (2012). *Direct Potable Reuse: Benefits for Public Water Supplies, Agriculture, the Environment, and Energy Conservation.* Fountain Valley, California.
- Schwinge, J., Neal, P. R., Wiley, D. E., Fletcher, D. F., & Fane, a. G. (2004). Spiral wound modules and spacers. *Journal of Membrane Science*, 242(1–2), 129–153. <https://doi.org/10.1016/j.memsci.2003.09.031>
- Seckbach, J. (2007). Algae and cyanobacteria in extreme environments. *Astrobiology*, 11.
- Seckler, D., Amarasinghe, U., Molden, D., Silva, R. de, & Barker, R. (1998). *World Water Demand and Supply, 1990 to 2025: Scenarios and Issues.* Colombo, Sri Lanka.
- Semedo, J. M. (2004). *O Parque Natural da ilha do Fogo, Cabo Verde – Subsídios para a sua gestão e seu desenvolvimento.* Universidad de Las Palmas de Gran Canaria, Fundacion Universitaria Iberoamericana, España/Brasil.
- Shanmuganathan, S., Vigneswaran, S., Nguyen, T. V., Loganathan, P., & Kandasamy, J. (2015). Use of nanofiltration and reverse osmosis in reclaiming micro-filtered biologically treated sewage effluent for irrigation. *Desalination*, 364, 119–125. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2014.12.021>
- She, Q., Wang, R., Fane, A. G., & Tang, C. Y. (2016). Membrane fouling in osmotically driven membrane processes: A review. *Journal of Membrane Science*, 499, 201–233. <https://doi.org/10.1016/j.memsci.2015.10.040>

- Shon, H. K., Phuntsho, S., Chaudhary, D. S., Vigneswaran, S., & Cho, J. (2013). Nanofiltration for water and wastewater treatment - A mini review. *Drinking Water Engineering and Science*, 6(1), 47–53. <https://doi.org/10.5194/dwes-6-47-2013>
- Sigui, B., Bamba, B., Lozano, P., Adjé, F., Ouattara, A., & Vian, M. A. (2015). Effects of Temperature and Other Operational Parameters on *Chlorella vulgaris* Mass Cultivation in a Simple and Low-Cost Column Photobioreactor, 389–406. <https://doi.org/10.1007/s12010-015-1751-7>
- Silva, S. A., & Mara, D. D. (1979). *Tratamentos Biológicos de Águas Residuárias- Lagoas de Estabilização*. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental.
- Silva, M. P. G. C. da. (2003). *CONTRIBUIÇÃO PARA O ESTUDO DA OPTIMIZAÇÃO DO TRATAMENTO TERCIÁRIO DE ÁGUAS RESIDUAIS EM LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO*. Universidade Nova de Lisboa, Faculdade de Ciências e Tecnologia.
- Singh, S. P., & Singh, P. (2015). Effect of temperature and light on the growth of algae species: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 50, 431–444. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.05.024>
- Smith, D. G. (2015). Bacteria. *Salem Press Encyclopedia Of Science*.
- Soares, R. D. R. (2009). *SÃO VICENTE DE CABO VERDE NO PÓS-GUERRA (1945-1960)*. Universidade do Porto. Faculdade de Letras.
- Sreesai, S., & Pakpain, P. (2007). Nutrient Recycling by *Chlorella vulgaris* from Septage Effluent of the Bangkok City , Thailand. *Science Asia*, 33, 293–299. <https://doi.org/10.2306/scienceasia1513-1874.2007.33.293>
- Stein, J. R. (1973). *Handbook of Phycological Methods. Culture Methods & Growth Measurements*. (C. U. Press, Ed.). Cambridge, New York, Melbourne.
- Strang, T. J., & Wareham, D. G. (2006). Nitrogen removal in a small waste stabilization pond containing rock filters. *Journal of Environmental Engineering and Science*, 5(6), 447–457. <https://doi.org/10.1139/s06-017>
- Strathmann, H., Giorno, L., & Drioli, E. (2006). *An Introduction to Membrane Science and Technology*. (M. Apice, Ed.). Roma: CONSIGLIO NAZIONALE DELLE RICERCHE.
- Su, Y., Mennerich, A., & Urban, B. (2012). Comparison of nutrient removal capacity and biomass settleability of four high-potential microalgal species. *Bioresource Technology*, 124, 157–62. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.08.037>
- Suárez, A., Fernández, P., Ramón Iglesias, J., Iglesias, E., & Riera, F. A. (2015). Cost assessment of membrane processes: A practical example in the dairy wastewater reclamation by reverse osmosis. *Journal of Membrane Science*, 493, 389–402. <https://doi.org/10.1016/j.memsci.2015.04.065>

- Sun, Y., Hu, H., Shi, C., Yang, Z., & Tang, F. (2016). Changes in the components and biotoxicity of dissolved organic matter in a municipal wastewater reclamation reverse osmosis system, 3330(October). <https://doi.org/10.1080/09593330.2016.1144795>
- Taebe, A., & Pour-Eshaq, M. (2000). Stabilization pond efficiency in reducing municipal wastewater pollutants: A case study of two treatment plants in two townships in Isfahan province. In *Proceedings of the Aqua Abu Dhabi-2000 Conference*. Abu Dhabi.
- Tchobanoglous, G., & Burton, F. L. (1991). *Wastewater Engineering: Treatment, Disposal and Reuse*. (Metcalf & Eddy, Ed.) (Third Edit). McGraw Hill, Inc.
- Tchobanoglous, G., Burton, F. L., & Stensel, H. D. (2004). *Wastewater Engineering Treatment and Reuse* (Fourth). Metcalf & Eddy, Inc.
- Tchobanoglous, G., Leverenz, H., Nellor, M. H., & Crook, J. (2011). *DIRECT POTABLE REUSE: A Path Forward*. California, USA: WaterReuse Research Foundation.
- Travieso, L., Benítez, F., Sánchez, E., Borja, R., Martín, a., & Colmenarejo, M. F. (2006). Batch mixed culture of *Chlorella vulgaris* using settled and diluted piggery waste. *Ecological Engineering*, 28(2), 158–165. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2006.06.001>
- Trussell, R. R., Salveson, A., Snyder, S. A., Trussell, R. S., Gerrity, D., & Pecson, B. M. (2012). *Potable Reuse: State of the Science Report and Equivalency Criteria for Treatment Trains*. Alexandria, VA.
- Tung, K.-L., Teoh, H.-C., Lee, C.-W., Chen, C.-H., Li, Y.-L., Lin, Y.-F., ... Huang, M.-S. (2015). Characterization of membrane fouling distribution in a spiral wound module using high-frequency ultrasound image analysis. *Journal of Membrane Science*, 495, 489–501. <https://doi.org/10.1016/j.memsci.2015.08.035>
- Turton, A. R., & Ohlsson, L. (1997). WATER SCARCITY AND SOCIAL STABILITY: TOWARDS A DEEPER UNDERSTANDING OF THE KEY CONCEPTS NEEDED TO MANAGE WATER SCARCITY IN DEVELOPING COUNTRIES. In *Stockholm Water Symposium* (pp. 1–23).
- UN-Water, & FAO. (2007). *Coping with water scarcity : Challenge of the twenty-first century*.
- UNDP. (2006). *Human Development Report 2006,Beyond scarcity:Power, poverty and the global water crisis*. New York: UNDP.
- United Nations. (2009). *World Population Prospects The 2008 Revision Highlights* (No. ESA/P/WP.210). EUA.
- Urgun-Demirtas, M., Benda, P. L., Gillenwater, P. S., Negri, M. C., Xiong, H., & Snyder, S. W. (2012). Achieving very low mercury levels in refinery wastewater by membrane filtration. *Journal of Hazardous Materials*, 215–216, 98–107. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2012.02.040>
- Urkiaga, A., Fuentes, L. D. las, Bis, B., Chiru, E., Bodo, B., Hernández, F., & Wintgens, T. (2006).

- Methodologies for feasibility studies related to wastewater reclamation and reuse projects, 187(February 2005), 263–269. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2005.04.085>
- US.EPA. (2001). *The Queensland Water Recycling Strategy Report*. Australia.
- US.EPA. (2004). *Guidelines for Water Reuse*. Washington, DC. Retrieved from <http://www.popline.org/node/341074>
- US.EPA. (2012). *Guidelines for Water Reuse EPA/600/R-12/618*. Washington, D.C.
- US EPA Environmental Protection Agency USA. (1983). *EPA Design Manual - Municipal Waste Stabilisation Ponds*.
- Uygur, A., & Kargı, F. (2004). Salt inhibition on biological nutrient removal from saline wastewater in a sequencing batch reactor, 34, 313–318. <https://doi.org/10.1016/j.enzmictec.2003.11.010>
- Valer, R. M., & Glock, L. (n.d.). Quantificação de algas clorófitas de interesse ecotoxicológico através do método espectrofotométrico. *Acta Limnologica Brasiliênsia*, 11(2), 149–156.
- van Rensburg, P. (2016). Overcoming global water reuse barriers: the Windhoek experience. *International Journal of Water Resources Development*, 32(4), 622–636. <https://doi.org/10.1080/07900627.2015.1129319>
- Van Voorthuizen, E. M., Zwijnenburg, A., & Wessling, M. (2005). Nutrient removal by NF and RO membranes in a decentralized sanitation system. *Water Research*, 39(15), 3657–3667. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2005.06.005>
- Varela, L. H. F. (2011). *A reutilização de águas residuais em Cabo Verde. Análise crítica da situação actual em Santiago. Caso de Estudo Santa Cruz*. Universidade Técnica de Lisboa: Instituto Superior de Agronomia.
- Vendramelli, R. A., Vijay, S., & Yuan, Q. (2016). Phosphorus Removal Mechanisms in a Facultative Wastewater Stabilization Pond. *Water, Air, & Soil Pollution*, 227(11), 417. <https://doi.org/10.1007/s11270-016-3130-6>
- Ventura, J. E., & Mascarenhas, J. M. (2009). A problemática dos recursos hídricos em Santiago. Retrieved May 22, 2013, from http://www.aprh.pt/6_silusba/vol3_APRH_LF_697_750.pdf
- Verbyla, M. E., Iriarte, M. M., Mercado Guzmán, A., Coronado, O., Almanza, M., & Mihelcic, J. R. (2016). Pathogens and fecal indicators in waste stabilization pond systems with direct reuse for irrigation: Fate and transport in water, soil and crops. *Science of the Total Environment*, 551–552, 429–437. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.01.159>
- Verbyla, M. E., & Mihelcic, J. R. (2015). A review of virus removal in wastewater treatment pond systems. *Water Research*, 71(860), 107–124. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.12.031>
- Verbyla, M. E., Oakley, S. M., & Mihelcic, J. R. (2013). *Wastewater Infrastructure for Small Cities in an Urbanizing World: Integrating Protection of Human Health and the Environment with Resource*

Recovery and Food Security.

- Vivas, E. B. de F. (2011). *Avaliação e Gestão de Situações de Seca e Escassez-Aplicação ao caso do Guadiana*. Universidade do Porto- Faculdade de Engenharia.
- Volesky, B., & Holan, Z. R. (1995). Biosorption of heavy metals. *Biotechnology Progress*, 11(3), 235–50. <https://doi.org/10.1021/bp00033a001>
- Vrijenhoek, E. M., Hong, S., & Elimelech, M. (2001). Influence of membrane surface properties on initial rate of colloidal fouling of reverse osmosis and nanofiltration membranes. *Journal of Membrane Science*, 188(1), 115–128. [https://doi.org/10.1016/S0376-7388\(01\)00376-3](https://doi.org/10.1016/S0376-7388(01)00376-3)
- Wang, L., Min, M., Li, Y., Chen, P., Chen, Y., Liu, Y., ... Ruan, R. (2010). Cultivation of green algae *Chlorella* sp. in different wastewaters from municipal wastewater treatment plant. *Applied Biochemistry and Biotechnology*, 162(4), 1174–86. <https://doi.org/10.1007/s12010-009-8866-7>
- Water, M. (n.d.). *Membrane Technology for Waste Water Treatment Membrane*.
- WB. (2004). *Water Resources Sector Strategy: Strategic Directions for World Bank Engagement*. (Vol. 22). Washington, USA: World Bank. <https://doi.org/10.1088/0953-8984/22/26/265002>
- Wei, H., Liu, C., Cai, H., & Xia, C. (2010). Effects of temperature and salinity on ammonium uptake by *Sargassum muticum*, 4–6.
- Wenten, I. G., & Khoiruddin. (2016). Reverse osmosis applications: Prospect and challenges. *Desalination*, 391, 112–125. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2015.12.011>
- Wetzel, R. G. (1993). *Limnologia* (2nd ed.). Lisboa: Fundação Calouste Gulbenkian.
- WHO. (1987). *Wastewater Stabilization Pond Principles of Planning & Practice* (WHO EMRO T). Alexandria: World Health Organization.
- WHO. (2006). *WHO GUIDELINES FOR THE Safe use of WASTEWATER, EXCRETA AND GREYWATER* (3^o, Vol. I, Vol. I). Geneva, Switzerland: World Health Organization.
- WHO. (2011). *Guidelines for drinking-water quality* (4th ed.). WHO. [https://doi.org/10.1016/S1462-0758\(00\)00006-6](https://doi.org/10.1016/S1462-0758(00)00006-6)
- Wilson, Z., & Pfaff, B. (2008). Religious, philosophical and environmentalist perspectives on potable wastewater reuse in Durban, South Africa. *Desalination*, 228(1–3), 1–9. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2007.07.022>
- Wintgens, T., Melin, T., Schäfer, a., Khan, S., Muston, M., Bixio, D., & Thoeue, C. (2005). The role of membrane processes in municipal wastewater reclamation and reuse. *Desalination*, 178(1–3), 1–11. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2004.12.014>
- Woertz, I., Feffer, a., Lundquist, T., & Nelson, Y. (2009). Algae Grown on Dairy and Municipal Wastewater for Simultaneous Nutrient Removal and Lipid Production for Biofuel Feedstock. *Journal of Environmental Engineering*, 135(11), 1115–1122.

[https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)EE.1943-7870.0000129](https://doi.org/10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0000129)

- Wong, S. L., Nakamoto, L., & Wainwright, J. F. (1997). Detection of Toxic Organometallic Complexes in Wastewaters Using Algal Assays. *Environmental Contamination and Toxicology*, 366, 358–366.
- Wood, A. M., Everroad, R. C., & Wingard, L. M. (2005). Measuring Growth Rates in Microalgal. In R. A. Andersen (Ed.), *Algal Culturing Techniques* (pp. 269–285). Burlington, San Diego, Londres: Elsevier Academic Press.
- Wu, T. Y., Mohammad, A. W., Anuar, N., & Rahman, R. A. (2003). Potential use of nanofiltration membrane in treatment of wastewater from fish and surimi industries. *Songklanakarin J. Sci. Technol*, (24), 977–987.
- Yacubowicz, H., & Yacubowicz, J. (2005). Nanofiltration: Properties and uses. *Filtration and Separation*, 42(7), 16–21. [https://doi.org/10.1016/S0015-1882\(05\)70617-0](https://doi.org/10.1016/S0015-1882(05)70617-0)
- Yamamoto, M., Kurihara, I., & Kawano, S. (2005). Late type of daughter cell wall synthesis in one of the Chlorellaceae, *Parachlorella kessleri* (Chlorophyta, Trebouxiophyceae). *Planta*, 221(6), 766–775. <https://doi.org/10.1007/s00425-005-1486-8>
- Yangali-Quintanilla, V., Maeng, S. K., Fujioka, T., Kennedy, M., & Amy, G. (2010). Proposing nanofiltration as acceptable barrier for organic contaminants in water reuse. *Journal of Membrane Science*, 362(1–2), 334–345. <https://doi.org/10.1016/j.memsci.2010.06.058>
- Zeng, M. T., & Vonshak, A. (1998). Adaptation of *Spirulina platensis* to salinity-stress. *Comparative Biochemistry and Physiology - A Molecular and Integrative Physiology*, 120(1), 113–118. [https://doi.org/10.1016/S1095-6433\(98\)10018-1](https://doi.org/10.1016/S1095-6433(98)10018-1)
- Zhang, E., Wang, B., Wang, Q., Zhang, S., & Zhao, B. (2008). Ammonia–nitrogen and orthophosphate removal by immobilized *Scenedesmus* sp. isolated from municipal wastewater for potential use in tertiary treatment. *Bioresource Technology*, 99(9), 3787–3793. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2007.07.011>
- Zhang, J., Zeng, H., Ye, C., Chen, L., & Yan, X. (2008). Pilot test of UF pretreatment prior to RO for cooling tower blowdown reuse of power plant. *Desalination*, 222(1–3), 9–16. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2007.01.123>
- Zhao, Q., & Wang, B. (1996). Evaluation on a pilot-scale attached-growth pond system treating domestic wastewater. *Water Research*, 30(1), 242–245. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(95\)00134-7](https://doi.org/10.1016/0043-1354(95)00134-7)
- Zheng, X., Ernst, M., & Jekel, M. (2009). Identification and quantification of major organic foulants in treated domestic wastewater affecting filterability in dead-end ultrafiltration. *Water Research*, 43(1), 238–244. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2008.10.011>
- Zhou, H., & Smith, D. W. (2002). Advanced technologies in water and wastewater treatment.

Environmental Engineering Science, 1, 247–264. <https://doi.org/10.1139/S02-020>

Zuo, W., Zhang, G., Meng, Q., & Zhang, H. (2008). Characteristics and application of multiple membrane process in plating wastewater reutilization. *Desalination*, 222(1–3), 187–196. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2007.01.149>

ANEXOS

Anexo I – Diretrizes da EPA para Reutilização de Águas Residuárias Tratadas para Rega Agrícola

Diretrizes da EPA (2004) para Reutilização de Águas Residuais Tratadas para Rega Agrícola

Pâmetros	Valor máximo recomendado (mg/L)	
	Longo período de utilização	Curto período de utilização
Alumínio	5	20
Arsénio	0,1	2
Belírio	0,1	0,5
Boro	0,75	2
Cádmio	0,01	0,05
Crómio	0,1	1
Cobalto	0,05	5
Cobre	0,2	5
Fluoretos	1	15
Ferro	5	20
Chumbo	5	10
Lítio	2,5	2,5
Manganês	0,2	10
Molibdénio	0,01	0,05
Níquel	0,2	2
Silénio	0,02	0,02
Vanádio	0,1	1
Zinco	2	10

Valor máximo recomendado

pH	6
Cloro residual (mg/L)	<1
STD (mg/L)	500-2000

Anexo II - Espectro de Absorção de *Chlorella vulgaris*

Espetro de Absorção de *Chlorella vulgaris*

